

HANDBUCH DES VEGETATIONSÖKOLOGISCHEN MONITORINGS

**Methoden, Praxis, angewandte Projekte
Teil A: Methoden**

Andreas Traxler

MONOGRAPHIEN
Band 89A
M-089A

Wien, 1997

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleiter und Autor

Mag. Dr. Andreas Traxler

Abt. für Vegetationsökologie und angewandte Naturschutzforschung, Universität Wien

Projektbetreuung

DI Monika Paar, Umweltbundesamt Wien

Methodische Beiträge von

Mag. Klaus Ecker

Mag. Klaus Fussenegger

Mag. Michael Gottfried

Univ. Prof. Mag. Dr. Georg Grabherr

Mag. Christian Ginzler

DI Gerfried Koch

Mag. Harald Pauli

Univ. Ass. Mag. Dr. Karl Reiter

Univ. Doz. Dr. Gert Michael Steiner

Univ. Doz. Dr. Harald Zechmeister

alle: Abt. f. Vegetationsökologie u. angewandte Naturschutzforschung, Universität Wien

Mag. Hannes Hausherr, Institut für angewandte Ökologie, Klagenfurt (A)

Mag. Albert Rosenberger, Wien (A)

Dr. Christian Storm, Inst. f. Botanik, AG, Technische Hochschule Darmstadt (D)

Dipl.-Geo.Ökol. Andreas Sundermeier, Bayreuth (D)

Mag. Susanne Wallnöfer, Mutters (A)

Übersetzung

Mag. Ulrike Stärk, Umweltbundesamt Wien (A)

Satz/Layout

Manuela Kaitna, Umweltbundesamt Wien (A)

Titelphoto

Dauerflächendesigns (A. Traxler)

Das „Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings“ teilt sich in

Teil A (Methoden) und

Teil B (Österreichisches Dauerflächenregister) auf.

Teil A beschäftigt sich mit den Methoden des Vegetationsökologischen Monitorings.

In Teil B sind österreichische Monitoringprojekte beschrieben, deren projektrelevante Daten in Registerform vorliegen.

Cartoon von Spider

Photos: 3 Seiten (A. Traxler, H. Pauli)

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelwerk, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, 1998
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-389-8

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
VORWORT	13
ZUSAMMENFASSUNG/SUMMARY	15/16
1 EINLEITUNG	17
2 GLIEDERUNG UND ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN DER STUDIE	18
3 DEFINITIONEN UND BEGRIFFSABKLÄRUNG	19
3.1 Summary	19
3.2 Einleitung	19
3.3 Monitoring (Dauerbeobachtung)	20
3.4 Umweltmonitoring (environmental monitoring)	21
3.5 Biomonitoring (biological monitoring)	22
3.5.1 Häufige Begriffe im Biomonitoring	22
3.5.1.1 Bioindikator	22
3.5.1.2 Biomonitor	22
3.5.1.3 Passives Monitoring	23
3.5.1.4 Aktives Monitoring	23
3.6 Schadstoffbezogenes Biomonitoring	23
3.6.1 Nahziele des schadstoffbezogenen Biomonitorings	23
3.6.2 Grundsätzliche Methoden des Schadstoffbezogenen Biomonitorings	24
3.7 Vegetationsökologisches Monitoring	24
3.7.1 Aufgabenbereiche des Vegetationsökologischen Monitorings	25
3.8 Weitere Definitionen zum Begriff Monitoring	25
3.9 Literatur	26
4 METHODEN DES VEGETATIONSÖKOLOGISCHEN MONITORINGS	27
4.1 Einleitung	27
4.2 Projektplanung	28
4.2.1 Risiken beim Monitoring	28
4.2.2 Harmonisierung der Methodenkomponenten	29
4.2.3 Expertensysteme	30
4.2.4 Angewandtes Monitoring im Naturschutz versus wissenschaftliche Sukzessionsstudien	30
4.2.5 Das hierarchische Monitoringkonzept (multi level monitoring)	35
4.2.6 Gründe für ein Monitoringprogramm	38
4.2.7 Begriffliche Einteilung von Monitoringprojekten	39
4.2.7.1 Grundwissenschaftliche Sukzessionsstudie (Ökologische Langzeitforschung)	39
4.2.7.2 Angewandtes Monitoring (Ökologische Dauerbeobachtung)	39
4.2.7.3 Allgemeine Überwachung	39
4.2.7.4 Spezifische Überwachungsprogramme	40
4.2.8 Checkliste für die Projektplanung	42
4.2.9 Zusammenfassung	43

4.3	Die Dauerbeobachtungsfläche	43
4.3.1	Definition	43
4.3.2	Anforderungen an die Dauerfläche	44
4.3.3	Form der Dauerbeobachtungs- und Schätzfläche	44
4.3.3.1	Das Quadrat (Abb. 10a)	45
4.3.3.2	Der Kreis (Abb. 10e)	45
4.3.3.3	Das Rechteck (Abb. 10b)	45
4.3.3.4	Der Transekt (Abb. 10g-j)	45
4.3.4	Unterteilungen von Dauerbeobachtungsflächen	47
4.3.5	Verschachtelte Dauerbeobachtungsflächen (nested plots)	49
4.3.6	Größe der Dauerbeobachtungs- und Schätzflächen	50
4.4	Samplingdesign und Dauerflächenplatzierung	52
4.4.1	Samplingstrategien zur Gebietsbeschreibung	53
4.4.1.1	Zufällige Flächenauswahl (random sampling)	54
4.4.1.2	Systematische Flächenauswahl (systematic sampling)	54
4.4.1.3	Stratifizierte Zufallsauswahl (stratified random sampling)	56
4.4.1.4	Subjektive Gebietsbeschreibung	57
4.4.2	Anforderungen der schließenden Statistik an das Untersuchungsdesign	57
4.5	Sampling	58
4.5.1	Samplingstrategie	58
4.5.1.1	Vollerhebung	58
4.5.1.2	Subjektive Auswahl	59
4.5.1.3	Randomisierte Auswahl	59
4.5.2	Samplingintensität	59
4.5.2.1	Grundsätzliche Vorgangsweise zur Ermittlung der Stichprobengröße	60
4.5.3	Grundzüge der statistischen Absicherung der Stichprobenzahl	61
4.5.3.1	Standardabweichung, Varianz und Standardfehler	61
4.5.3.2	Normalverteilung, Student's t-Test	62
4.5.4	Notwendige Stichprobengröße	65
4.5.4.1	Ermittlung der Stichprobenzahl ohne Normalverteilung nach BONHAM (1989)	66
4.5.4.2	Kosten-Nutzenrechnung der Stichprobengröße	66
4.5.4.3	Verteilungskurven der Mittelwerte	67
4.5.4.4	Praktische Rechenbeispiele zur Ermittlung der Stichprobengröße	67
4.5.4.5	Laufende Mittelwerte zur Berechnung der Stichprobengröße	70
4.5.4.6	Zusammenfassung und Empfehlungen	71
4.6	Arbeiten ohne markierte Dauerbeobachtungsflächen (non-permanent plots, temporary plots)	72
4.7	Störende Auswirkungen von Dauerflächenuntersuchungen	73
4.8	Aufnahmezeitpunkt und Beobachtungsgänge	75
4.9	Aufnahmefrequenz	76
4.10	Vermarkung der Dauerbeobachtungsfläche	77
4.10.1	101 Möglichkeiten, eine sichtbare Dauerflächenmarkierung zweckzuentfremden	77
4.10.2	Markierungsmethoden	77
4.10.2.1	Handskizze	78
4.10.2.2	Oberirdisch sichtbare Markierungen	79
4.10.2.3	Schwer sichtbare Markierung auf Bodenniveau	79
4.10.2.4	Vergrabene Markierungen für Metall- oder Magnetsuchgeräte	80
4.10.2.5	Weitere Vermarkungsmöglichkeiten	81
4.10.2.6	Verortung der Dauerfläche und Wiederfinden für Wiederholungsaufnahmen	81

4.11	Vermessungstechnische Methoden der Verortung von Monitoringflächen	81
4.11.1	Summary	81
4.11.2	Einleitung	82
4.11.3	Untersuchungsgebiet	82
4.11.4	Monitoringflächen	82
4.11.5	Methoden der Verortung	83
4.11.5.1	Das elektronische Tachymeter	83
4.11.5.2	Das lasergestützte Fernglas	84
4.11.5.3	Das Global Positioning System	85
4.11.6	Ergebnis	88
4.11.6.1	Vergleich Tachymetermessung mit Vector	90
4.11.6.2	Vergleich Tachymetermessung und GPS	91
4.11.7	Diskussion	91
4.11.7.1	Der Faktor Präzision	91
4.11.7.2	Der Faktor Anschaffungskosten	92
4.11.7.3	Der Faktor Zeit	92
4.11.7.4	Tabellarischer Überblick bezüglich einiger Bewertungsparameter der getesteten Meßverfahren	93
4.11.8	Ausblick	93
4.11.8.1	DGPS-Echtzeitpositionierung (Real-Time-DGPS)	93
4.11.8.2	Der Einsatz von Pen-Computer bei Meßkampagnen	94
4.11.8.3	Kombination von Meßinstrumenten	94
4.11.9	Zusammenfassung	95
4.11.10	Literatur	95
4.12	Aufnahmeparameter	96
4.12.1	Beschreibung wichtiger Parameter	97
4.12.1.1	Deckungswerte	97
4.12.1.2	Individuenzahlen (Dichte)	97
4.12.1.3	Biomasse	97
4.12.1.4	Frequenz	97
4.12.1.5	Gesamtartenzahlen	97
4.12.1.6	Phänologie	98
4.12.1.7	Vegetationsstruktur (horizontale und vertikale)	98
4.13	Übersicht über Aufnahme- und Meßmethoden	98
4.13.1	Objektive und subjektive Methode	99
4.13.2	Funktionelle Einteilung von Parameter, Aufnahmeverfahren und Datenniveaus	99
4.13.2.1	Anforderungen an die Aufnahmemethodik	100
4.14	Zählungen	101
4.14.1	Eindeutige Koordinaten-Festlegung von Individuen	101
4.15	Methoden zur Ermittlung der Vegetationsdeckung	102
4.15.1	Die visuelle Deckungsschätzung	102
4.15.1.1	Wie sind Schätzfehler zu bewerten?	103
4.15.1.2	Praktische Schätzhilfen	106
4.15.1.3	Experimentelle Quantifizierung der Schätzgenauigkeit	107
4.15.1.3.1	<i>Eigenexperiment Halbtrockenrasen</i>	107
4.15.1.3.2	<i>Weitere Untersuchungen</i>	108
4.15.1.3.3	<i>Zusammenfassende Empfehlungen für die Verwendung von visuellen Deckungsschätzungen</i>	110
4.15.1.4	Schätzskalen	111
4.15.1.4.1	<i>Grobe oder feine Skalen?</i>	111
4.15.1.4.2	<i>Besprechung der einzelnen Skalen</i>	113
4.15.1.4.3	<i>Auswahlkriterien der Schätzskala</i>	116

4.15.2	Line-Intercept-Methode	118
4.15.3	Point-Line-Methode.....	119
4.15.4	Punkt-Quadrat-Methode (Punkt-Berühr-Methode, engl.: point-quadrat-method).....	119
4.15.5	Point-Centered-Quarter-Methode (PCQ)	120
4.15.6	Planimetrieren von Deckungswerten mittels Fotografie oder Folienmethode.....	121
4.15.6.1	Praktische Durchführung der fotografischen Methode.....	121
4.15.6.2	Praktische Durchführung der Folienmethode.....	122
4.16	Methoden zur Analyse der Vegetationsstruktur	123
4.16.1	Summary	123
4.16.2	Einführung in die Vegetationsstrukturmessung	124
4.16.3	Methodenübersicht.....	126
4.16.3.1	Erntemethode.....	126
4.16.3.2	Höhenmessungen zur Phytomassenschätzung	127
4.16.3.3	Schätzmethode	128
4.16.3.3.1	Vorbemerkungen	128
4.16.3.3.2	Schätzung der Gesamtdeckung.....	129
4.16.3.3.3	Schätzung des Phytomassenanteils von Arten (KLAPP, 1930; BRIEMLE, 1992).....	130
4.16.3.3.4	Vegetationsdichtepprofile nach VAN DER MAAREL (1970, verändert).....	131
4.16.3.3.5	Strukturmeßröhre nach SUNDERMEIER & MEISSNER.....	132
4.16.3.3.6	Strukturanalyse nach BARKMAN (1988)	134
4.16.3.4	Zählmethoden	137
4.16.3.4.1	Punktfrequenzmethoden	137
4.16.3.4.2	„Vegetationshürde“ nach MÜHLENBERG (1993)	140
4.16.3.4.3	Multi-Kuben-Stratimeter nach WITTE & HERRMANN (1995).....	140
4.16.3.5	Lichtmethoden.....	141
4.16.3.5.1	Indirekte Strukturcharakterisierung mit Lichtsensoren.....	141
4.16.3.5.2	Vegetations-Stratimeter nach OPPERMAN (1989).....	143
4.16.3.5.3	Laser-Densitometer nach GERSTBERGER & ZIEGLER (1993)	144
4.16.3.6	Bildanalysemethoden	146
4.16.3.6.1	Fotomethode nach ROEBERTSEN et al. (1988, verändert).....	146
4.16.3.6.2	Stereoskopische Auswertung von großmaßstäblichen Luftbildern (LAMMERSCHMIDT, 1996)	148
4.16.4	Bewertung der Methoden.....	151
4.16.4.1	Grundsätzliches zur Methodenwahl	151
4.16.4.2	Bewertungskriterien und Bewertung	151
4.16.5	Zusammenfassung	154
4.16.6	Literatur.....	154
4.17	Phänologische Beobachtungen.....	158
4.17.1	Summary	158
4.17.2	Allgemeines zur Pflanzenphänologie.....	158
4.17.3	Methodenbeschreibungen	159
4.17.3.1	Phänologische Aufnahme nach DIERSCHKE (1972, 1989, 1994).....	159
4.17.3.2	Phänologische Aufnahme der generativen Entwicklung nach WEBER & PFADENHAUER (1987)	162
4.17.4	Schwierigkeiten bei phänologischen Aufnahmen	162
4.17.4.1	Beobachtungsintervalle, Größe der Dauerfläche	162
4.17.4.2	Halbquantitative Schätzungen der generativen Entwicklung.....	162
4.17.4.3	Quantitative Aufnahme der Blütenanzahl und -deckung	163
4.17.5	Zusammenfassung	164
4.17.6	Literatur.....	165

4.18	Methoden zur Ermittlung der Frequenz	166
4.18.1	Frequenzbestimmung nach Raunkiaer (subplot-frequency)	167
4.18.1.1	Kritikpunkte am Frequenzparameter	168
4.18.1.2	Regeln zur Wahl der richtigen Flächengröße	168
4.18.2	Punkt-Quadrat-Methode (Punkt-Berühr-Methode)	169
4.18.2.1	Empfohlene Anzahl der Stichprobenpunkte	169
4.18.3	Frequenzmethoden mit verschiedenen großen Teilflächen (nested plots)	170
4.18.3.1	Frequency Score-Methode	170
4.18.3.2	Importance Score-Methode	170
4.18.3.3	Vorteile der beiden Techniken gegenüber üblichen Frequenzmethoden	171
4.19	Deskriptive Dokumentation von Parametern	171
4.20	Fotomonitoring	172
4.21	Methodenbewertung	174
4.21.1	Beschreibung der Bewertungskriterien	176
4.21.1.1	Allgemeine Anwendbarkeit	176
4.21.1.2	Reproduzierbarkeit	176
4.21.1.3	Methodischer Fehler	176
4.21.1.4	Realwertabweichung	176
4.21.1.5	Störeffekte	176
4.21.1.6	Zeitaufwand	176
4.21.1.7	Datenqualität	177
4.21.1.8	Anwendbarkeit auf große Flächen	177
4.21.1.9	Häufigkeit der Anwendung	177
4.22	Methodische Mindeststandards von Dauerflächenuntersuchungen	177
4.23	Datenanalyse	179
4.23.1	Multivariate Analysen	181
4.23.1.1	Klassifikation	181
4.23.1.2	Beispiel einer Ordination	181
4.23.1.3	Markov Reihen	182
4.23.2	Deskriptive Auswerteformen mittels attributiver Parameter und Koeffizienten	183
4.23.2.1	Darstellung der relativen Veränderung mittels Indexwerten (ROWELL, 1988)	183
4.23.2.2	Darstellung linearer Trends mittels semi-averages (Semi-Indexwerte) und least square lines (ROWELL, 1988)	183
4.23.2.3	Vergleich der Artenzahlen und der Artendynamik in Dauerflächen	185
4.23.2.4	Der Bauwert	186
4.23.2.5	Die Evenness	186
4.23.2.6	Gemeinschaftsquotienten	187
4.23.2.7	Zeitlicher Veränderungsquotient und räumlicher Differenzquotient (LONDO, 1975, 1978)	188
4.23.3	Synökologische Interpretationshilfen	189
4.23.3.1	Lebensformen	189
4.23.3.2	Strategietypen	190
4.23.3.3	Ökologische Zeigerwerte	191
4.23.4	Statistische Tests	192
4.23.4.1	Analyse bei markierten Dauerflächen	194
4.23.4.2	Statistische Tests für Arbeiten ohne markierte Dauerflächen	195
4.23.4.3	Statistische Tests, die nicht auf der Normalverteilung beruhen	198
4.23.4.3.1	Unabhängige Stichproben	198
4.23.5	Programmpakete, die zur Auswertung von Dauerflächenuntersuchungen herangezogen werden können	202
4.24	Interpretation der Ergebnisse	202

4.25	Kartierungen als landschaftsökologische Methode in Monitoring-Projekten	206
4.25.1	Großflächige Kartierungen	207
4.25.1.1	Countryside Survey 1990 (CS 1990)	209
4.25.1.2	Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS)	210
4.25.1.3	Ökosystemare Umweltbeobachtung	211
4.25.2	Mikrokartierungen	211
4.25.2.1	Sigmakartierung	211
4.25.2.2	Mikrokartierungen auf großmaßstäblichen Luftbildern	211
4.25.3	Semiprofessionelle Methoden zur Herstellung von Luftbildern	212
4.25.3.1	Heißluftballons	212
4.25.3.2	Zeppelin	213
4.25.3.3	Kleinflugzeuge	214
4.26	Fernerkundungstechniken für vegetationsökologisches Monitoring	215
4.26.1	Summary	215
4.26.2	Einleitung	215
4.26.3	Spektrale Eigenschaften von Objekten	216
4.26.4	Plattformen und Sensoren	220
4.26.4.1	Satelliten	221
4.26.4.1.1	<i>Fotografische Sensoren</i>	221
4.26.4.1.2	<i>Elektronische Sensoren</i>	222
4.26.4.1.3	<i>Multispektralabtaster (Scanner)</i>	222
4.26.4.2	Flugzeuge	223
4.26.4.2.1	<i>Fotografische Sensoren</i>	223
4.26.4.3	Fernerkundung vom Boden aus	226
4.26.5	Bildverarbeitung und Interpretation	226
4.26.5.1	Arbeitsschritte der Bildverarbeitung	226
4.26.5.2	Unterschied zwischen herkömmlichen (visuellen) und modernen (automatisierten) Bildverarbeitungsverfahren	227
4.26.5.2.1	<i>Herkömmliche (visuelle) Bildverarbeitung</i>	227
4.26.5.2.2	<i>Moderne (automatisierte) Bildverarbeitung</i>	228
4.26.5.3	Veränderungsanalyse	230
4.26.6	Anwendungen	232
4.26.6.1	Satellitenbilder	232
4.26.6.2	Luftbilder	234
4.26.6.3	„Low Cost“ Fernerkundung (siehe auch Kapitel 4.25.3)	234
4.26.6.4	Fernerkundung vom Boden aus	235
4.26.7	Zusammenfassung	236
4.26.8	Literatur	237
4.27	GEOGRAPHISCHE INFORMATIONSSYSTEME ALS WERKZEUG ZUR DOKUMENTATION UND ANALYSE VON MONITORINGPROJEKTEN	239
4.27.1	Einleitung	239
4.27.2	Definitionen	239
4.27.3	Vektormodell versus Rastermodell	240
4.27.3.1	Vektormodell	240
4.27.3.2	Rastermodell	240
4.27.3.3	Topologie	241
4.27.4	Gis und andere Informationssysteme	242

4.27.5	Elemente eines Gis	242
4.27.5.1	Software	243
4.27.5.1.1	<i>Kommerzielle Programme</i>	243
4.27.5.2.2	<i>Sharewareprogramme</i>	244
4.27.6	Beispiele	246
4.27.7	Zusammenfassung	248
4.27.8	Literatur	248
4.28	Retrospektives Monitoring	249
4.28.1	Summary	249
4.28.2	Einleitung	250
4.28.3	Retrospektives Monitoring	250
4.28.4	Herkömmliche Informationsquellen zur historischen Landschaftsentwicklung	251
4.28.5	Stand des Wissens	251
4.28.6	Neue Wege der historischen Kulturlandschaftsforschung	252
4.28.6.1	Ausweitung des zeitlichen Untersuchungsrahmen als methodische Herausforderung	252
4.28.6.2	Quellenkundliche Angaben zur Landschaftsentwicklung der vorindustriellen, agrarischen Zeit	252
4.28.6.3	Grenzen der quellenkundlichen Information:	253
4.28.6.4	Zusätzliche Beschränkungen	253
4.28.7	Möglichkeiten des Retrospektiven Monitorings	254
4.28.7.1	Retrospektives Monitoring auf der Basis rezenter Sukzessionsstadien	254
4.28.7.1.1	<i>Ausgangslage</i>	254
4.28.7.1.2	<i>Topographische Lage des Untersuchungsgebietes</i>	254
4.28.7.1.3	<i>Methodik der vegetationsökologischen Erhebungen</i>	255
4.28.7.1.4	<i>Quellen und Methodik der historischen Erhebungen</i>	255
4.28.7.1.5	<i>Umfassende Analyse der einzelnen Sukzessionsstadien:</i>	260
4.28.7.2	Erstellung von Sukzessionsreihen	264
4.28.7.3	Retrospektives Monitoring im engeren Sinne	268
4.28.7.3.1	<i>Rekonstruktion der historischen Vegetationsverhältnisse</i>	268
4.28.7.3.2	<i>Rekonstruktion der Nutzungsverhältnisse</i>	269
4.28.7.3.3	<i>Rekonstruktion nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten</i>	269
4.28.7.3.4	<i>Einsatz eines geographischen Informationssystems (GIS)</i>	275
4.28.8	Zusammenfassung	275
4.28.9	Glossar	276
4.28.10	Karten	277
4.28.11	Archive	277
4.28.12	Literatur	277
5	VEGETATIONSÖKOLOGISCHES MONITORING IN UNTERSCHIEDLICHEN LEBENSRAÜMEN	280
5.1	Vegetationskundliches Monitoring in Waldökosystemen	280
5.1.1	Summary	280
5.1.2	Einleitung	280
5.1.2.1	Geschichtliche Entwicklung	281
5.1.3	Fragestellungen und aktuelle Projekte	282
5.1.3.1	Umweltbeobachtung, Waldschadensforschung, Ökosystemforschung	282
5.1.3.2	Forstwirtschaft und Forstökologie	283
5.1.3.3	Walddynamik	284
5.1.3.4	Naturschutzforschung	285
5.1.3.5	Weitere verortete bzw. wiederauffindbare Vegetationsuntersuchungen	286

5.1.4	Methodik	286
5.1.4.1	Die untersuchten Parameter	286
5.1.4.1.1	<i>Vegetation</i>	286
5.1.4.1.2	<i>Strukturelle Parameter</i>	295
5.1.4.1.3	<i>Standörtliche Parameter</i>	299
5.1.4.2	Stichprobendesign, Stichprobenauswahl	300
5.1.4.2.1	<i>Die subjektive Stichprobenauswahl</i>	300
5.1.4.2.2	<i>Rasternetzverfahren</i>	301
5.1.4.2.3	<i>Stratifizierte Stichprobenverfahren</i>	303
5.1.4.3	Probeflächendesign	305
5.1.4.3.1	<i>Vergleich des Probeflächenaufbaus in der Österreichischen Waldinventur und im Hemerobieprojekt</i>	307
5.1.4.3.2	<i>Probeflächendesign der Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen</i>	308
5.1.4.3.3	<i>Das Probeflächendesign der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur und des Waldschaden-Beobachtungssystems</i>	309
5.1.4.3.4	<i>Teilung von Probeflächen</i>	310
5.1.4.3.5	<i>Markierung der Dauerprobeflächen</i>	310
5.1.4.4	Beobachtungsdauer und -frequenz	311
5.1.4.5	Erhebungsaufwand	312
5.1.4.6	Datenerfassung	314
5.1.5	Literatur	314
5.2	Monitoring der floristischen Zusammensetzung hochalpin/nivaler Pflanzengesellschaften	320
5.2.1	Summary	320
5.2.2	Einleitung	321
5.2.3	Ökosystemare Faktoren für die Vegetation in den Hochlagen der Alpen	322
5.2.3.1	Klimabedingungen	322
5.2.3.2	Geomorphologie und edaphische Standortbedingungen	323
5.2.4	Vegetation oberhalb der Baumgrenze	323
5.2.5	Methodenadaptierung für das Monitoring in den Alpen	325
5.2.5.1	Auswahl des Erhebungsbereichs und Anordnung der Dauerflächen	326
5.2.5.2	Störungseinfluß durch die Markierung, Verortung und Aufnahme von Dauerflächen	326
5.2.5.3	Flächengröße	327
5.2.5.4	Vermarkungs- bzw. Verortungsmethoden	327
5.2.5.4.1	<i>Dauermarkierung im Gelände</i>	327
5.2.5.4.2	<i>Markierung für die Aufnahmearbeiten</i>	328
5.2.5.4.3	<i>Signalflächen für Bildflüge</i>	328
5.2.5.4.4	<i>Verortung mittels Tachymeter-Vermessung</i>	328
5.2.5.4.5	<i>Fotografische Dokumentation</i>	328
5.2.5.5	Erhebungsparameter und Aufnahmemethoden	329
5.2.5.5.1	<i>Abiotische Parameter</i>	329
5.2.5.5.2	<i>Biotische Parameter</i>	329
5.2.5.5.3	<i>Frequenzaufnahmen</i>	330
5.2.6	Projektbezogene Monitoringarbeiten in kältegeprägten Lebensräumen	330
5.2.6.1	Hohe Alpengipfel als Monitoringflächen für den globalen Klimawandel	331
5.2.6.1.1	<i>Die historischen Ausgangsdaten</i>	332
5.2.6.1.2	<i>Methodik der Wiederholungsuntersuchungen</i>	332
5.2.6.1.3	<i>Datenvergleich und Interpretation der Ergebnisse</i>	333
5.2.6.1.4	<i>Weiterführung des Gipfelmonitorings</i>	334
5.2.6.2	Transektstudien mit 'permanent plots' im alpin/nivalen Ökoton	334
5.2.6.2.1	<i>Anordnung, Fixierung und Verortung der permanent plots</i>	335
5.2.6.2.2	<i>Erhebungsparameter</i>	337
5.2.6.2.3	<i>Wiederholungszeitraum</i>	338
5.2.6.2.4	<i>Ergebnisse</i>	338
5.2.6.2.5	<i>Anwendung in der Arktis</i>	338

5.2.6.3	Experimentelles Vegetationsmonitoring im Rahmen des 'International Tundra Experiment' (ITEX).....	339
5.2.6.3.1	Flächenauswahl, Markierung, Verortung	339
5.2.6.3.2	Erhebungsmethode	340
5.2.6.3.3	Wiederholungsaufnahme	340
5.2.6.3.4	Temperaturmessungen	341
5.2.6.3.5	Messung der Permafrosttiefe	341
5.2.7	Literatur	341
5.3	Moor-Monitoring	344
5.3.1	Summary	344
5.3.2	Gründe für ein Moormonitoring	345
5.3.3	Inventare als erster Schritt zum Monitoring	345
5.3.4	Schwerpunkte beim Monitoring von Mooren	346
5.3.5	Methodische Ansätze zur Bearbeitung der Aufgabenschwerpunkte	346
5.3.5.1	Die Evaluierung von Regenerationsmaßnahmen	347
5.3.5.2	Monitoring des Wassers	347
5.3.5.2.1	Vergleich der Methoden	350
5.3.5.3	Das Monitoring von Managementmaßnahmen	351
5.3.6	Monitoring auf nationaler Ebene am Beispiel der Schweiz	353
5.3.7	Der Test verschiedener Monitoringmethoden	354
5.3.7.1	Material und Methoden	354
5.3.7.1.1	Fernerkundungsmethoden (remote sensing)	354
5.3.7.2	Aufnahmeplanung und Aufnahmestrategien	355
5.3.7.2.1	Aufnahmengröße	355
5.3.7.2.2	Vollständige versus reduzierte Artenliste	355
5.3.7.2.3	Stratifizierte Zufallsentnahme (stratified random sampling)	356
5.3.7.2.4	Systematische Probenentnahme (systematic sampling)	356
5.3.7.3	Der Methodentest	357
5.3.8	Vergleich der Monitoringmethoden	363
5.3.8.1	Erfolgskontrolle von Moorregenerationen	363
5.3.8.2	Evaluierung von Managementmaßnahmen	363
5.3.8.3	Nationales Monitoring	363
5.3.9	Literatur	363
5.4	Monitoring im Grünland und auf Brachen	365
5.4.1	Standortsfaktoren, ökologische Grundlagen und Nutzungsveränderungen	365
5.4.2	Übersicht der Einsatzmöglichkeiten von Grünlandmonitoring	366
5.4.3	Fallbeispiele von Grünlandmonitoring	367
5.4.3.1	Extensivierungsmaßnahmen	367
5.4.3.2	Wiesenrestituierung	368
5.4.3.3	Wiederaufnahme der Bewirtschaftung auf Wiesenbrachen	369
5.4.3.4	Acker- und Grünlandbrachen	369
5.4.3.5	Grünlandverpflanzung	370
5.4.3.6	Trittbelastung	371
5.4.3.7	Beweidung	371
5.4.4	Methodische Empfehlungen für das Grünlandmonitoring	371
5.4.4.1	Methoden	372
5.4.4.2	Referenzflächen	374
5.4.4.3	Vermarkung	374

6	AUFTRAGGEBERINFORMATION	374
6.1	Aufgliederung eines Monitoringprojektes in seine Komponenten	375
6.1.1	Gebietserhebung und Grundlagenrecherche	376
6.1.2	Sukzessionsstudie oder angewandtes Monitoring.....	376
6.1.3	Formulierung der Fragestellung und Definition der Zielerfüllung im Leitbild	377
6.2	Wann soll ein Monitoringprojekt enden?	379
6.3	Umsetzung von Monitoringergebnissen	379
6.4	Was kostet Monitoring?	379
6.5	Warum Monitoring?	381
7	LITERATUR	381
8	DANKSAGUNG	390
	Phototeil: Photomonitoring	393

VORWORT

von Georg Grabherr

Monitoring in seiner allgemeinsten Form ist Teil unseres täglichen Lebens. Wir beobachten und warnen erfolgreich im Straßenverkehr, im Haushalt und im Betrieb. Auch in der Vegetationskunde ist Monitoring nichts grundsätzlich Neues. Schon im letzten Jahrhundert wurden Fragen zu Vegetationsveränderungen artikuliert: Wohin verläuft die Entwicklung des Bestandes, woraus hat er sich entwickelt?

Mittlerweile gehört Vegetationsökologisches Monitoring auch zum Standard in der Naturschutzpolitik, zumindest theoretisch. Die mannigfaltigen Berichtspflichten und Monitoringparagrafen der internationalen Übereinkommen im Natur- und Umweltschutz enthalten die Verpflichtung zur Dauerbeobachtung. Brennende Fragen, wie die Auswirkungen von Klimawandel, Waldsterben oder Landschaftswandel können letztendlich nur auf Basis empirischer Beweise geklärt werden. Dafür ist Monitoring das geeignete Werkzeug, weil verlässliche Aussagen über eventuelle Veränderungen von Ökosystemen nur so möglich sind. Die Notwendigkeit von Monitoring ist in der Wissenschaft und im Naturschutz unumstritten. Obwohl schon viel praktisch umgesetzt wurde, fehlt es in vielen Bereichen noch immer an Erfahrung. Beispielsweise ist der Lebensraum Hochgebirge noch immer ein Stiefkind in der vegetationsökologischen Dauerbeobachtung, während Waldökosysteme meist schon über Jahrzehnte in Monitoringprogramme integriert sind.

Diese Studie ist eine umfassende Zusammenschau und zeigt auf, was bisher in der vegetationsökologischen Monitoringforschung und ihrer Umsetzung erreicht wurde, aber auch, wo die aktuellen Probleme und Defizite liegen. Monitoring wurde immer schon sehr umsetzungsorientiert angewendet, und die Problemlösung war von einer kreativen und vielfältigen Methodenentwicklung begleitet. Engagierte Versuche die Methoden zu vereinheitlichen, um die Daten vergleichbar zu machen, haben sich aber noch zu wenig durchgesetzt. In Österreich, wo Vegetationsökologisches Monitoring erst in den letzten Jahren wirklich Verbreitung fand, ist diese Präsentation und Zusammenfassung der augenblicklichen Aktivitäten, die effizienteste und unaufdringlichste Art, um eine minimal notwendige Vereinheitlichung der Methoden zu initiieren.

ZUSAMMENFASSUNG

Dieses Buch beschreibt die Methoden, also die Werkzeuge des Vegetationsökologischen Monitorings. Ziel ist es, die Methodenvereinheitlichung und die Aktivitäten im Bereich des Vegetationsökologischen Monitorings zu fördern. Dieses soll einerseits durch eine umfangreiche **Darstellung und Diskussion von gängigen Monitoringmethoden** erfolgen, für die über 500 wissenschaftliche Arbeiten aufgearbeitet wurden, andererseits durch die Erstellung eines **österreichischen Dauerflächenregisters**.

Im Register sind alle österreichischen Projekte aufgenommen, die auf eine landesweite Umfrage hin gemeldet wurden. Die projektrelevanten Daten und eine projektbezogene Adressenliste soll die Kommunikation zwischen wissenschaftlichen Arbeitsgruppen, Universitäten, Auftraggebern und einzelnen Interessierten fördern.

Die angestrebten Lesergruppen sind Wissenschaftler und angewandt arbeitende Ökologen mit wenig Erfahrung bei der Durchführung von vegetationsökologischen Monitoringprojekten. Besonderer Wert wurde nämlich auf eine anwendungsorientierte Darstellung der Methoden gelegt, weil das in Fachpublikationen nicht ausführlich dargestellt werden kann. Für simple, aber oft wichtige Details der praktischen Anwendung, wie etwa die Markierung von Dauerflächen, ist dort kaum Platz. Das ist Teil einer mündlich tradierten Erfahrung, die am Rande von Fachtagungen angeregt diskutiert wird. Dieses Handbuch bietet endlich den nötigen Platz für diesen stiefmütterlich behandelten "handwerklichen" Teil der Wissenschaft.

Ein kurzes Kapitel wurde für **interessierte Auftraggeber** (von Monitoringprojekten) verfaßt, die die finanziellen Mitteln des Naturschutzes effizient einsetzen sollen

Am Ende des Methodenteils wurde eine **Bewertung von gängigen Monitoringmethoden** durchgeführt.

Ebenfalls wurde ein **Minimumstandard für Dauerflächenuntersuchungen** festgelegt, um die Dauerflächen als wissenschaftliches Erbe der Nachwelt zu erhalten und echte Langzeitforschung zu fördern. Der Großteil der durchgeführten Projekte wird nach wenigen Jahren beendet, aber der steigende Wert der Dauerflächen wurde für niemanden zugänglich gemacht.

Ein kurzes Kapitel beschäftigt sich mit der **Definition** einiger wichtiger **Monitoringbegriffe**. Unter anderem wird Vegetationsökologisches Monitoring als "... die regelmäßige und systematische Beobachtung der Vegetation mittels Parameter und Methoden der Vegetationsökologie, Populations- und Landschaftsökologie." definiert.

Die Studie gliedert sich grob in:

- Definitionen, Konzepte und Projektplanung
- Methodenbeschreibung
- Monitoring in unterschiedlichen Lebensräumen
- Auftraggeberinformation
- Österreichisches Dauerflächenregister (Teil B).

SUMMARY

In this book the methods, i.e. the tools, of vegetation monitoring will be described with the aim of standardising the methods used and giving new momentum to the various activities carried out in this field. Comprehensive description and discussion of the most commonly applied monitoring methods, which involved considering more than 500 scientific papers, and the establishing of the Austrian Register of Permanent Plots shall help achieve this goal.

The register includes all Austrian projects recorded in the course of a nationwide survey. All collected project-relevant data and a specific directory shall enhance communication between scientific teams, universities, contracting agencies and interested individuals.

The study at hand is intended for scientists and experts in applied ecology with little experience on how to carry out vegetation monitoring projects. In describing the methods special emphasis was laid on the practical aspects of their application, a topic which is hardly ever treated to the necessary extent in the relevant publications. More often than not there is not enough room for small but all the more important practical details, such as the marking of permanent plots. Experience in this field is passed on orally and has provoked animated discussions at expert meetings. The present handbook finally deals in detail with these hitherto neglected practical aspects.

A short chapter is dedicated to parties interested in commissioning monitoring projects; they get advice on how to most efficiently use their financial means earmarked for nature conservation

Following their description the most commonly applied monitoring methods are assessed at the end of this chapter.

Furthermore minimum standards for permanent monitoring plot investigations were defined in order to conserve the scientific heritage for future generations and to foster long-term research programmes. A major part of the projects is limited to a couple of years, the increasing value of permanent plots remaining unnoticed.

Another short chapter contains definitions of some key monitoring terms. By way of example, ecological vegetation monitoring is defined as "... regular and systematic observation of vegetation by means of parameters and methods of vegetation ecology, population and landscape ecology."

The study contains the following sections:

- Definitions, concepts and project planning
- Description of methods
- Monitoring in different habitats
- Information for contracting parties
- Austrian Register of Permanent Plots (part B).

1 EINLEITUNG

von Andreas Traxler

Niemand würde heute ein Auto ohne Tachometer, Öldrucklampe, Temperaturwarnung und Tankanzeige kaufen. Das sind alles Monitoringinstrumente, die uns den aktuellen Zustand unseres Fahrzeuges anzeigen und Pannen, wie beispielsweise ohne Benzin am Abend am Straßenrand zu stehen, vermeiden helfen (nach HOLDGATE in SPELLERBERG, 1991).

Monitoring ist Bestandteil des Alltags. Ein einfacher Monitoringprozeß läuft etwa ab, wenn eine Schafherde zur Weide gebracht werden soll (ZONNEVELD, 1988, siehe Tab. 1).

Tab.1: Schematischer Ablauf eines Monitoringprozesses am Beispiel eines Hirten, der die Herde zur Weide bringt (Zeile 1) und einer verbrachenden Wiese, die dauerbeobachtet wird (Zeile 2) (verändert nach ZONNEVELD, 1988).

Beobachtung	Bewertung	Warnung	Aktion	Erfolg
die Herde weicht vom Weg ab	mit der Abweichung kann die Weide nicht mehr erreicht werden	der Hirte schreit	er jagt seine Hunde nach	die Schafe werden auf den richtigen Weg zur Weide zurückgetrieben
lichtliebende Arten verschwinden aus einer Wiese	durch Verbrachung sinkt die Artendiversität	die Naturschutzbehörde wird verständigt	die Mahd wird wieder aufgenommen	die Artendiversität steigt in den Folgejahren

Biomonitoring ist ein wesentliches Informationsinstrument, welches systematische Auskunft über den Zustand unserer Umwelt gibt, indem gleichsam eine "Kontrollampe", aufleuchtet wenn ein geforderter Umweltstandard nicht eingehalten wird.

Technische Schadstoffmessungen und Schadstoffbezogenes Monitoring mit Organismengruppen werden schon als Standard in der nationalen Umweltkontrolle verwendet. Vegetationsökologisches Monitoring für den Naturschutz, welches Auskunft über den Zustand von Lebensräumen gibt, liegt in der methodischen Entwicklung und der Anwendung weit dahinter. Diese Studie soll eine Diskussionsgrundlage über Praxis, Methoden und angewandte Projekte bieten.

Ein Großteil der älteren, regelmäßig dokumentierten Dauerbeobachtungsflächen in Österreich wurde im Wirtschaftsgrünland und im Wald angelegt, also überall dort, wo es um Ertrag und damit auch um Geld geht. Jede Düngevariante, Ansaatmischung und Erntetechnik wird in Langzeitstudien genauestens überprüft, ob sie nach den Produktionskriterien effizient ist, also ob sie das hält, was man sich ursprünglich erwartet hat. Im Naturschutz (der immer an Geldmangel leidet), bei dem häufig Managementmaßnahmen angewendet werden, um die Naturschutzziele zu erreichen, reicht das Budget bestenfalls für eine empfohlene Mahd, aber es wird meist nicht mehr überprüft, ob das hypothetische Naturschutzziel überhaupt erreicht wird, also ob die Mahd überhaupt sinnvoll war. Es ist nicht einzusehen, warum der Naturschutz, auch wenn er nicht nach betriebswirtschaftlichen Kriterien zu funktionieren scheint, nicht das professionelle Kontrollinstrument Monitoring anwenden sollte, wenn es in der Wirtschaft ein wesentlicher Bestandteil des Erfolges ist.

Die Monitoringforschung in Österreich steckt noch in der Anfangsphase. Engagierte Projekte starten bereits in allen Bundesländern, aber kaum etwas ist publiziert oder auf Fachtagungen vorgestellt worden. Monitoringprojekte sind meist Langzeitprojekte, mit dem Nachteil, daß Arbeiten erst nach langjähriger Forschung ausgewertet und publiziert werden. Das heißt, wir lernen verhältnismäßig langsam aus unseren methodischen Neuerungen aber auch aus den

Fehlern. Im Augenblick gibt es nur spärlichen Kontakt unter Wissenschaftlern, und es fehlt der Raum für eine Diskussion der Interessierten, weil zu wenig bekannt ist, wer wo welche Monitoringprojekte durchführt. Es fehlt eine Plattform, um Methoden verbessern und vereinheitlichen und dadurch einen vernünftigen Qualitätsstandard erreichen zu können.

Dieser Studie ist für die derzeitige, Forschungssituation angefertigt. Es ist ein Adreßbuch für all jene, welche Kontaktpersonen suchen, die in konkreten Projekten Erfahrungen mit Vegetationsökologischem Monitoring gesammelt haben. Weiters wird ein Methodenrepertoire geboten, daß aus praktischer Erfahrung, Literatur (auch grauer) und vielen lebhaften Diskussionen zusammengestellt und vor allem für die Neueinsteiger in dieses junge Wissensgebiet geschrieben ist. Die Studie ist ein umfangreicher Diskussionsbeitrag, indem wichtige Grundlagen zusammengefaßt sind, auch im Bewußtsein, daß in den nächsten Jahren methodisch viel weiterentwickelt wird.

Wissenschaftliche Publikationen und Tagungsvorträge geben ein zu glattes und perfektes Bild von Monitoringprojekten. Die tägliche Praxis der Feldarbeit sieht meist ganz anders aus. Uneinheitliche Datenerhebung, fachliche Kompromisse, Verluste von Probestflächen, Provisorien usw. sind konstante Begleiter der Untersuchungen, werden aber in Veröffentlichungen nicht ausreichend diskutiert.

Das vorliegende Werk nimmt sich auch dieser praktischen Probleme an, die oft sehr banal sind, aber für das Ergebnis entscheidend sein können.

An dieser Studie haben viele Personen aktiv mitgewirkt und versucht, ihre Erfahrungswerte zugänglich zu machen. Herzlichen und aufrichtigen Dank an die Mitautoren, an all jene, die den zugegebenerweise umfangreichen Fragebogen ausgefüllt haben und für alle mündlichen Diskussionsbeiträge.

2 GLIEDERUNG UND ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN DER STUDIE

Diese Studie beschäftigt sich mit Vegetationsökologischem Monitoring mittels höherer Pflanzen. Schadstoffbezogenes Monitoring und Monitoring mit Flechten und Moosen ist dabei großteils ausgeklammert. Zum Thema Kryptogamenmonitoring sind von MUHLE & POSCHLOD (1989: „Konzept eines Dauerbeobachtungsprogramms für Kryptogamengesellschaften.“) deutsche Projekte, Methoden und die Literatur gut aufgearbeitet worden. Zum Thema Schadstoffbezogenes Monitoring ist bereits unzählig publiziert worden (z. B. ARNDT et al., 1987).

Die Studie kann in folgende thematische Abschnitte eingeteilt werden:

Begriffsklärung, Konzepte und Projektplanung (Kap. 3-4.2)

- Der erste Teil beschäftigt sich mit dem theoretischen Hintergrund von Monitoringprojekten. Es werden verschiedene Monitoringkonzepte vorgestellt und Fragen der Projektplanung geklärt. Im Kapitel Definitionen werden Begriffe des Monitorings festgelegt.

Methoden (Kap. 4.3-4.28)

- Das Kapitel gibt einen Überblick über gängige Methoden von Dauerflächenuntersuchungen bis hin zu praktischen Tips für Anlage und Auswertung in angewandten Projekten. In diesem Teil werden auch Mindeststandards für Monitoringprojekte festgelegt (Kap. 4.22) und Methoden bewertet (Kap. 4.21).

Lebensräume (Kap. 5)

- In diesem sehr projektorientierten Kapitel wird die Dauerbeobachtung in den Lebensräumen Wald, Grünland (inkl. Brachen und Ruderalflächen), Gebirge und, Moor behandelt.

Monitoring im Hochgebirge wirft ganz andere Probleme, Themen und Fragestellungen auf als beispielsweise Monitoring in Hochmooren.

Auftraggeberinformation (Kap. 6)

- Dieses kritische Kapitel ist für alle Naturschutzbehörden und NGO's gedacht, die ein vegetationsökologisches Monitoringprojekt beauftragen wollen. Es wird abgehandelt, was Monitoringprojekte überhaupt leisten und was sie kosten, wie die finanziellen Mittel am effektivsten eingesetzt werden können, bzw. bei welchen Fragestellungen Monitoring überhaupt sinnvoll einzusetzen ist.

Österreichischer Dauerflächenregister (Teil B)

- Aus einer österreichweiten Umfrage wurden vegetationsökologische Monitoringprojekte aus allen Bundesländern gesammelt und die projektrelevanten Daten in einem Fragebogen standardisiert erfaßt. Die Projekte werden einerseits kurz vorgestellt, andererseits kann man Projektdaten getrennt nach Lebensräumen, Pflanzengesellschaften oder Arten in Listen suchen. Adressen sind aufgelistet, bei denen man Publikationen oder Berichte zu den einzelnen Projekten anfragen kann. Ein Erfahrungsaustausch soll möglichst leicht gemacht und Doppelforschung vermieden werden.

3 DEFINITIONEN UND BEGRIFFSABKLÄRUNG

von Andreas Traxler & Harald Zechmeister

3.1 Summary

This article provides a hierarchic system for various terms in the field of monitoring as well as definitions for each term. Comparisons are made with definitions as given by literature. The main emphasis is put on the monitoring of eco-toxicological substances by means of organisms and „vegetation monitoring“, respectively.

3.2 Einleitung

Durch den Aufschwung der Monitoringforschung in den letzten Jahrzehnten tauchten viele neue Begriffe auf, die oft unterschiedlichst verwendet werden, teils aus Überzeugung, bisweilen aus Mißverständnis. In diesem Kapitel werden bekannte Definitionen diskutiert und konkrete Definitionsvorschläge gemacht. Zugleich soll der Artikel als Grundlage einer Vereinheitlichung des deutschsprachigen, wissenschaftlichen Sprachgebrauchs gesehen werden.

Definitionen sind häufig entweder zu allgemein gehalten, oder derart konkret, daß sie nur mehr auf Einzelfälle zutreffen. Es wird ein in sich schlüssiges hierarchisches Schema ausgewählter Monitoringbegriffe dargestellt (siehe Abb. 1). Darüber hinaus werden häufige Begriffe des Vegetationsökologischen- und Schadstoffbezogenen Monitorings diskutiert. Übergeordnete Begriffe wie „Monitoring“ werden allgemein und einprägsam gehalten, da auf dieser Ebene wenig Abgrenzungsschwierigkeiten bestehen. Begriffe, mit einer höheren Spezifizierung (die „tiefer unten“ im System stehen) werden strenger definiert.

3.3 Monitoring (Dauerbeobachtung)

Monitoring ist die systematische Erfassung zweckmäßiger Parameter in einer Zeitreihe.

In Kapitel 3.8 sind noch weitere Definitionen zum Begriff "Monitoring" angeführt, welche diese Definition teilweise beeinflusst haben.

Eine prägnante Definition aus dem englischen Sprachraum ist **"Monitoring is to record change"** (BAYFIELD, 1996). Das Wesen von Monitoring wird bemerkenswert kurz getroffen.

Eine problematische Grundsatzdiskussion stammt aus Großbritannien. Nach der Definition: "Monitoring is also the systematic measurement of variables and processes over time but assumes that there is a specific reason for that collection of data such as ensuring standards are being met" (GOLDSMITH, 1991) dürfte der Begriff Monitoring nur dann verwendet werden, wenn vor dem Beginn der Messungen ein Qualitätsstandard (Grenzwert) definiert wurde.

Diese Denkrichtung stammt aus dem Umfeld des Schadstoffmonitorings, bei dem ein Alarm ausgelöst wird, wenn ein bestimmter Wert für einen Luftschadstoff überschritten wurde. Reine Überwachung genügt hier nicht mehr, es muß vorher festgelegt werden in welchem Schwankungsbereich ein Wert oder ein Organismus vorkommen darf. Das Ziel ist nicht, die Veränderung zu registrieren und die Ursachen zu interpretieren, sondern nur mehr, den gemessenen Wert mit einem vorher bestimmten Grenzwert (= Signal) zu vergleichen.

Für eine Dauerbeobachtung, die keine vordefinierten Standards besitzt, verwendet HELLA-WELL, (1991) den Begriff surveillance: „An extended programme of surveys, undertaken in order to provide a time series, to ascertain the variability and/or range of states or values which might be encountered over time (but again without preconceptions of what these might be)“. Praktisch alle vegetationsökologischen Dauerflächenprogramme, die in Österreich und Deutschland laufen, wären nach dieser Sichtweise kein Monitoring, sondern „surveillance“ (am ehesten übersetzt mit „Sukzessionsstudie“), weil hier nur Veränderungen aufgezeigt werden.

Die Trennung von Monitoring mit definierten Standards und Monitoring ohne Standards ist sicher notwendig. Dieses Problem ist aber ein methodisches und muß als solches wie beispielsweise das gleichberechtigte Begriffspaar „Aktives und Passives Monitoring“ behandelt werden, wo keines der beiden Begriffe aus dem Monitoring ausgeschlossen wird.

Wir empfehlen daher die Sichtweise nach BAYFIELD (1996), bei der „surveillance“ und „monitoring“ als zwei funktionelle Typen von Monitoring betrachtet werden:

„There are basically two functional types of monitoring:

- **non-regulatory monitoring** primarily aimed at providing information about changes in impacts of environmental pressures or the effectiveness of management, without a framework of defined quality standards (although it may lead to definition of standards)
- **regulatory monitoring** aimed at comparing changes against quality standards in order to trigger a management response when unacceptable change occurs.“

Es gibt für diese Trennung bislang noch keine gängigen deutschsprachigen Begriffe. PLACHER, (1991) trennt die Begriffe in „Dauerbeobachtung im Forschungsbereich“ und „Umweltüberwachungsprogramme“. REICH (1994) unterscheidet zwischen „Ökologischer Langzeitforschung“ und „Ökologischer Dauerbeobachtung“.

Die Erfolgskontrolle, die ein Teil des angewandten Monitorings ist, wird von MARTI & STUTZ, (1993) begrifflich diskutiert. Weitere Begriffe zu den unterschiedlichen Typen des Vegetationsökologischen Monitorings finden sich auch in Kapitel 4.2.6. Am besten geeignet scheint die Übersetzung von „surveillance“ und „non-regulatory monitoring“ mit „Sukzessionsstudie“ oder „wissenschaftliche Daueruntersuchung“, während „monitoring“ und „regulatory monitoring“ als „angewandtes Monitoring“ mit vordefinierten Standards, Grenzwerten oder definierten Indikatoren (dynamisch oder statisch) bezeichnet werden könnte (siehe auch Kapitel 4.2).

Tab. 2: Zusammenfassung des Begriffspaares „Sukzessionsstudie“ und „Monitoring mit vordefinierten Standards“.

Vorschlag	Sukzessionsstudie	Angewandtes Monitoring mit vordefinierten Standards
BAYFIELD 1996	non-regulatory monitoring	regulatory monitoring
GOLDSMITH 1991	engl.: surveillance	engl.: monitoring
REICH 1994	Ökologische Langzeitforschung	Ökologische Dauerbeobachtung
PLACHTER 1991	Dauerbeobachtung im Forschungsbereich	Umweltüberwachungsprogramme

3.4 Umweltmonitoring (environmental monitoring)

Umweltmonitoring ist die regelmäßige, systematische Beobachtung von Ökosystemen mittels ökologischer Parameter.

Wesentliche Erhebungsgrößen sind Organismen, Landschaft, Meteorologie, Boden usw.

Diese Definition ist beeinflusst von:

- HOLDGATE (1994): „Monitoring is the process by which we keep the characteristics of the environment in view“.
- GOLDSMITH (1991): „That is the systematic recording of soil and air temperatures, humidity pressure and
- many other variables as well ...“.

Der öfters verwendete Begriff „ecological monitoring“ wird von uns unter Umweltmonitoring subsumiert (CLARKE, 1986: „The data concern people, animals, plants and Earth itself“).

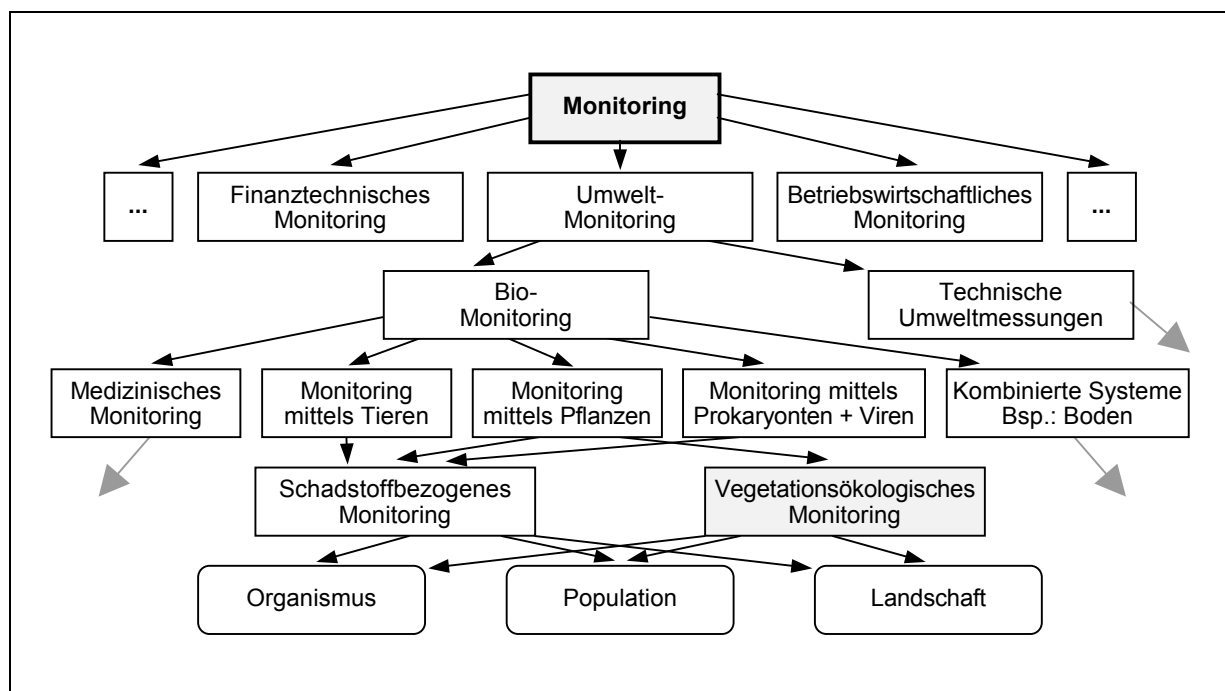


Abb. 1: Hierarchisches System von Monitoringbegriffen.

3.5 Biomonitoring (biological monitoring)

Biologisches Monitoring ist die regelmäßige, systematische Verwendung von Organismen zur Bestimmung der Umweltqualität.

Diese Definition ist ident mit der von SPELLERBERG (1991) zitiert nach CAIRNS (1979):

Biological monitoring is the regular, systematic use of organisms to determine environmental quality.

Diese Definition ist streng auf die Verwendung von Organismen gerichtet, im Gegensatz etwa zu den Messungen ausgewählter Umweltparameter, bei denen ausschließlich technische Methoden Anwendung finden.

3.5.1 Häufige Begriffe im Biomonitoring

3.5.1.1 Bioindikator

Ein Bioindikator gibt über die Qualität eines oder mehrerer Umweltfaktoren Auskunft.

Jedes Lebewesen ist gegenüber seiner Umwelt mehr oder weniger gut angepaßt und hat in Abhängigkeit von seiner genetischen Prädisposition unterschiedliche physiologische Toleranzbereiche und unterschiedliche ökologische Valenzen. Im weitesten Sinn ist daher jedes Lebewesen ein Bioindikator, weil es über die Lebensumstände, unter denen es lebt, Auskunft gibt. Es zeigt (indicare = anzeigen) sowohl die abiotischen als auch die biotischen Umgebungsfaktoren (bei Pflanzen besser Standortsfaktoren) an. Diese Definition schließt sowohl die natürlichen als auch die anthropogen bedingten Umwelteinflüsse ein, und ist die breitest mögliche Definition eines Bioindikators.

In diesem Sinne können z. B. auch die klassischen "Zeigerpflanzen" oder die Charakterarten der Braun-Blanquet'schen Schule als Bioindikatoren verstanden werden. Einer derart breiten Verwendung des Begriffes Bioindikator (z. B. SCHUBERT, 1991; MARKERT, 1994) steht eine eingeschränkte Definition gegenüber. Von Bioindikator im engeren Sinn wird häufig nur dann gesprochen, wenn es um die Reaktion einer Pflanze auf direkte anthropogene Einflüsse (häufig Schadstoffe) bzw. um die Überprüfung rein anthropogener oder anthropogen modifizierter Umweltfaktoren geht (z. B.: Veränderungen durch Drainage, Düngung oder "climate warming"). In diesem Sinne findet der Begriff in einem Großteil der allgemeinen Literatur Verwendung, z. B. bei ARNDT et al. (1987), MANNING & FEDER (1980), MARTIN & COUGHTREY (1982).

Sind einzelne Organismen gegenüber speziellen Substanzen besonders empfindlich, verwenden ARNDT et al. (1987) zusätzlich den Begriff des Testorganismus.

3.5.1.2 Biomonitor

Im Bereich des schadstoffbezogenen Biomonitorings wird vielfach eine engere Fassung des Begriffes verwendet (z. B. MARTIN & COUGHTRY, 1982; MARKERT, 1994; ZECHMEISTER, 1994), welche der des Begriffes Bioindikator gegenübergestellt wird.

Ein Biomonitor gibt Informationen über die Quantität eines Umweltfaktors (Schadstoffes).

Während der Bioindikator über die Art der umwelttoxikologisch relevanten Substanz Auskunft gibt, ist es mittels eines Biomonitoring möglich, auch etwas über die Menge des einwirkenden Schadstoffes zu erfahren. Biomonitoring ist daher im Sinne dieser Definition unmit-

telbar mit "Messen" bzw. „Analyse“ verbunden. In der Literatur (z. B. ARNDT et al., 1987) wird diese Definition des Biomonitoring teilweise (!) durch den Begriff „Akkumulationsindikator“ ersetzt bzw. gleichgesetzt.

3.5.1.3 Passives Monitoring

Im passiven Monitoring werden Organismen an ihren natürlichen Lebensräumen untersucht bzw. vermessen oder diesem entnommen und analysiert. Die Lebewesen sind integrierter Bestandteil des natürlichen Systems und erfahren vor ihrer Untersuchung oder Entnahme keinerlei Vorbehandlung.

3.5.1.4 Aktives Monitoring

Dies ist die Untersuchung von Organismen oder Untersuchungseinheiten, welche zielorientiert vorbehandelt werden.

Dies umfaßt:

- die aktive Exponierung einer Monitoringart und deren Analyse nach vorgegebenem Zeitraum
- die Entfernung, Präparierung und/oder Rückversetzung der dem natürlichen Standort entnommenen Organismen
- im schadstoffbezogenen Monitoring wird dabei sehr häufig mit Organismen gearbeitet, die unter Standardbedingungen gezogen bzw. geklont wurden.
- die Expositionsdauer ist klar umgrenzt und auf begrenzte Zeiträume limitiert.

3.6 Schadstoffbezogenes Biomonitoring

Im Schadstoffbezogenen Biomonitoring wird versucht, mittels ausgewählter Organismen oder Organismengruppen die Quantität und Qualität umwelttoxikologisch relevanter Substanzen zu erfassen. Dabei werden in Abhängigkeit von Fragestellung und angewandter Methodik sowohl einzelne Stoffgruppen als auch die Summe aller einwirkenden Toxine erfaßt und deren Auswirkungen beurteilt.

3.6.1 Nahziele des schadstoffbezogenen Biomonitorings

- Erfassung der Qualität und Quantität von Schadstoffen bereits in Konzentrationen, die emittentenbezogene Maßnahmen ermöglichen, bevor noch schwerwiegende Folgen in sensiblen Teilen der Ökosysteme zu befürchten sind.
- Überwachung der Ausbreitung umwelttoxikologisch relevanter Substanzen von der Emissionsquelle über den Nah- und Ferntransport bis zu ihrer Deposition.
- Unterstützung der physikalischen Emissionskontrolle z. B. in der Umgebung punktueller Emittenten.
- Erfassung von Schadstoffauswirkungen in ökosystemarer Hinsicht.
- Ermittlung der Veränderung der Umweltqualitäten in prospektiver bzw. historischer Sicht (z. B. RÜHLING, 1994)

3.6.2 Grundsätzliche Methoden des Schadstoffbezogenen Biomonitorings

Schadstoffbezogenes Biomonitoring kann mittels passivem und aktivem Monitoring auf verschiedensten Ebenen ablaufen (z. B. STEUBING, 1982).

Auf **zellulärer** oder **biochemischer Ebene** können häufig direkte Aussagen in bezug auf Quantität und Qualität der einwirkenden Schadstoffe gemacht werden. Physiologische Prozesse reagieren zumeist unmittelbar auf den Einfluß von Streß in natürlicher oder anthropogener Form. Ein bestimmter Wirkstoff hat in den meisten Fällen eine bekannte Reaktion zur Folge, noch lange bevor äußere Schäden sichtbar werden. Diese Form der Bioindikation dient zumeist der Früherkennung von Schadstoffeinflüssen, ist aber technisch und finanziell aufwendig, weil fast immer Labors und hoch qualifiziertes Personal notwendig sind (z. B. KELLER, 1982, SCHLEE, 1991).

Auf **morphologischer Ebene** sind nur zum Teil klar erfaßbare Kausalketten zwischen Auslöser und Reaktion bekannt (z. B. Ozonkonzentration – Ausmaß der Nekrosen am Tabakhybrid BEL W3). Nicht zuletzt aufgrund der unmittelbaren Erkennbarkeit der Reaktionen, des relativ geringen Aufwandes in der Datenerhebung und der Durchführung über weniger qualifiziertes Personal ist diese Art des Monitorings die häufigste Form der schadstoffbezogenen Bioindikation (z. B. MANNING & FEDER, 1980; NEUMANN & POLLANSCHÜTZ, 1988). Besonders hervorgehoben muß der Einsatz des Indikatorfächers werden, wobei gleichzeitig verschiedene Arten exponiert werden, welche unterschiedliche Toleranzgrenzen gegenüber einem oder mehreren Schadstoffen haben (z. B. BAU, 1991).

Die tatsächlichen Auswirkungen direkter (z. B. SO₂) oder indirekter (z. B. 'climate warming') anthropogener Einflüsse auf ein Ökosystem kann man am besten durch das **Biomonitoring ausgewählter Biozönos** feststellen. Gleichzeitig besteht dabei aber die geringstmögliche Chance auf die Konkretisierung der einzelnen Schadstoffe. Auf dieser Ebene des Schadstoffbezogenen Biomonitorings werden die Reaktionen der niederen Organisationsstufen (Zellulär, morphologisch) widerspiegelt. Aber sehr oft kommt es zu Abpufferungen der Schadstoffe und zu deren Veränderung im Zusammenspiel der einzelnen Systeme, so daß direkte Zusammenhänge oft nicht mehr erkannt werden können (z. B. BARKER & TINGEY, 1992).

3.7 Vegetationsökologisches Monitoring

Vegetationsökologisches Monitoring ist die regelmäßige und systematische Beobachtung der Vegetation mittels Parameter und Methoden der Vegetations-, Populations- und Landschaftsökologie.

ROWELL (1988) definiert „vegetation monitoring“ folgendermaßen: „Monitoring of vegetation is the repeated recording of some relevant aspect of the constituent species, such as relative abundance, with the aim of detecting change“.

Das Vegetationsökologische Monitoring umfaßt also Dauerflächenuntersuchungen, Sukzessionsstudien, populationsbiologische Zeitreihen, Habitatmonitoring mit pflanzlichen Indikatoren und historisches (retrogressives) Monitoring von Vegetations- und Landschaftsveränderungen, die großteils über die Vegetation, deren Struktur oder deren Nutzung definiert werden.

Untersuchungsschwerpunkte sind alle Veränderungen (z. B. Sukzessionen, Fluktuationen) von Pflanzen, deren Populationen und des Landschaftsgefüges. Mit Hilfe dieser Veränderungen werden verschiedenste Fragestellungen beantwortet, wie beispielsweise natürliche Vegetationsveränderungen, anthropogen gesteuerte Vegetationsveränderungen (Mahd), Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen, Kontrolle der Schutzgebietsqualität, Biotopverlegungen usw.. Das Methodenrepertoire reicht von Individuenzählungen, Dauerflächenuntersuchungen über Kartierungen und Fernerkundungsmethoden.

3.7.1 Aufgabenbereiche des Vegetationsökologischen Monitorings

- Dokumentation von gerichteten und ungerichteten Prozessen (Sukzession, lang- und kurzfristige zyklische Vorgänge)
- Dokumentation der Entwicklung der Pflanzendecke nach Beendigung der menschlichen Nutzung
- Dokumentation der Auswirkungen anthropogener Belastungen auf Struktur und Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften (Passives Monitoring, Indikatorfindung für ökologische Beweissicherungsverfahren, Prüfung von dynamischen Modellen in der Landschaftsökologie)
- Dokumentation der Auswirkungen von Maßnahmen der Ökotechnik (Pflege- und Bewirtschaftungsverfahren, Wiederherstellung gestörter und Neuschaffung vernichteter Ökosysteme)

Nach PFADENHAUER et al. (1986).

Die ersten beiden Aufgabenbereiche liegen in der grundlagenorientierten Sukzessionsforschung, die letzten beiden in der angewandten Monitoringforschung für den Naturschutz.

HELLAWELL (1991) sieht drei große Kategorien für "Why monitoring?":

- Effizienzkontrolle von gesetzlichen Grundlagen (Umsetzung von Naturschutzrichtlinien)
- Beobachtung und Steuerung von festgelegten Umweltstandards
- Frühwarnsysteme (rechtzeitiges Erkennen von ökologisch relevanten Veränderungen).

Diese Kategorien beziehen sich zwar eher allgemein auf Monitoring, sind aber auch für Vegetationsökologisches Monitoring gültig.

3.8 Weitere Definitionen zum Begriff Monitoring

Die kontinuierliche Beobachtung bestimmter Umweltparameter wird als Dauerbeobachtung (Monitoring) bezeichnet. (PLACHTER, 1991 nach ARNDT et al., 1987; KREEB, 1990).

Monitoring für Naturschutz bedeutet: Kontinuierliche und systematische Messungen und Beobachtungen an Elementen der Biozönose und des Biotops in Raum-Zeitserien, die geeignet sind, an den Zielen von Naturschutz und Landschaftspflege orientierte Aussagen über den Zustand von Natur und Landschaft und deren Änderungen zu treffen (ZACHARIAS, 1996).

Systematic observations of parameters related to a specific problem, designed to provide information on the characteristics of the problem and their changes within time (SPELLERBERG, 1991 nach SCEPT, 1970).

Monitoring is a process of detecting whether change has occurred, establishing its direction and measuring its extent. This should be accompanied by an assessment of the significance of the changes detected (HELLAWELL, 1991).

Unter Dauerbeobachtungen sollen nur Meß- und Beobachtungsvorhaben verstanden werden, die mit eindeutigen, reproduzierbaren Methoden, ohne absehbare Zeitbegrenzung kontinuierlich Daten ermitteln (nach PLACHTER, 1991).

Intermittent (regular or irregular) surveillance carried out in order to ascertain the extend of compliance with a predetermined standard or the degree of deviation from an expected norm (HELLAWELL, 1991).

3.9 Literatur

- ARNDT, U.; NOBEL, W.; SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer., Stuttgart.
- BARKER, J. R. & TINGEY, D. T. (1992): Air pollution effects on biodiversity. Van Nostrand Reinhold, N.Y.
- BAU, H. (1991): Der Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. VDI Berichte 901: 37-60.
- BAYFIELD, N. (1996): Approaches to monitoring for nature conservation in Scotland. In: Umweltbundesamt (ed.), Tagungsband zum "Seminar on Monitoring for Nature Conservation": 6, Wien.
- CAIRNS, J. (1979): Biological monitoring – concept and scope. In: Cairns, J., PATIL, G. P. & WATERS, W. E. (eds.): Environmental Biomonitoring, Assessment, Prediction and Management. International Cooperative Publishing House, Maryland.: 3-20.
- GOLDSMITH, F. B. (1991): Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall: 275.
- HELLAWELL, J. M. (1991): Development of a rationale for monitoring. In: Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall: 1-14.
- HOLDGATE, M. W. (1991): Forword. In: SPELLERBERG, I. F. ed.): Monitoring Ecological Change. Cambridge University Press, New York.
- KELLER, T. (1982): Physiological bioindications of an effect of air pollution on plants. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.-J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Junk-Publ, The Hague: 85-95.
- KREEB, K. H. (1990): Methoden der Pflanzenökologie und Bioindikation. G. Fischer Verlag, Stuttgart und New York.
- MANNING, W. J. & FEDER, W. A. (1980): Biomonitoring air pollutants with plants. Appl Sc. Publ. N.Y.
- MARKERT, B. (1994): Biomonitoring – Quo Vadis. Z.Umweltchem.Ökotox., 6: 145-149.
- MARTI, F. & STUTZ, H. P. B. (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz – Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept. Ber.WSL/FNP/Birmensdorf: 336 171.
- MARTIN, M. & COUGHTREY, P. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and air. Appl. Sc. Publ. N.Y.
- NEUMANN, M. & POLLANSCHÜTZ, J. (1988): Taxationshilfen für Kronenzustandserhebungen. Österreichische Forstzeitung, 6/1988: 27-37.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P.; BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Ber. d. ANL, 10: 41-60.
- PLACHTER, H. (1991) Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. Laufener Seminarbeiträge, 7: 7-29.
- REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen.
- ROWELL, T. A. (1988): Monitoring of vegetation. In: ROWELL, T. A. (ed.): The Peatland Management Handbook. Nature Conservancy-Council, No. 14.
- RÜHLING, Å. (ed.) (1994): Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimation based on moss analysis. NORD 1994, 9: 1-53.
- SCEP (1970): Man's Impact of the Global Environment. Report of the Study of Critical Environmental Problems (SCEP). Cambridge, MS., MIT Press.
- SCHLEE, D. (1991): Über den Wert von Bioindikationen auf biochemischer Ebene. VDI Berichte 901: 17-35.
- SPELLERBERG, I. F. (1991): Monitoring Ecological Change. Cambridge University Press, New York: 334.
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. G.Fischer, Jena.
- STEUBING, L. (1982): Problems of bioindikation and the necessity of standardisation. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.-J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Junk-Publ., The Hague: 19-24.

- ZACHARIAS, D. (1996): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung; Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. In: Umweltbundesamt (ed.): Tagungsmappe zum "Seminar on Monitoring for Nature".
- ZECHMEISTER, H. G. (1994). Biomonitoring der Schwermetalldeposition mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes Wien, 42: 1-168.
- ZONNEVELD, I. S. (1988): Monitoring vegetation and surveying dynamics. In: KÜCHLER, A. W. & ZONNEVELD, I. S. (eds.): Vegetation mapping. Kluwer, Dordrecht:331-334.

4 METHODEN DES VEGETATIONSÖKOLOGISCHEN MONITORINGS

von Andreas Traxler

4.1 Einleitung

Wir betreiben Sukzessionsstudien, weil wir die Zeitachse verstehen wollen. Dafür zahlt man kein geringes Lehrgeld und zwar jeder von uns (auch nach dem Konsum der folgenden Kapitel).

Langzeitstudien haben den gigantischen Nachteil, daß wir verhältnismäßig langsam aus unseren Fehlern lernen. Erst die Auswertung nach fünf oder zehn Jahren zeigt, ob die Monitoringmethode geeignet war, eine konkrete Fragestellung zu beantworten. Bei einer Gebietskartierung werden die größten Fehler im Kartierungsschlüssel schon bei Beginn der Freilandarbeit sichtbar und sind daher noch korrigierbar. Jeder Fehler im Monitoring hingegen ist immens teuer, weil er über Jahre mitgeschleppt wird, bevor er erkannt wird. Wir lernen aber nicht nur sehr langsam aus unseren Fehlern, sondern auch aus den neu entwickelten, erfolgreichen Techniken, die sich in der Praxis bewährt haben. Projektpublikationen werden erst nach Jahren und Jahrzehnten einer wissenschaftlichen Diskussion zugänglich, weil ein Monitoringprojekt eine sinnvolle Zeitspanne von mindestens fünf bis zehn Jahren laufen muß, bevor Ergebnisse präsentiert werden können.

Die Zeitachse hat aber den bedeutenden Vorteil, daß sie eine neue Qualität von wissenschaftlichen Aussagen erlaubt, nämlich wie sich Lebensräume langfristig verändern. Und das sind die brennenden Fragen des heutigen Naturschutzes. Gefragt wird beispielsweise nach Prognosen zu Ausmaß und Geschwindigkeit der Klimaveränderung in verschiedenen Ökosystemen, oder ob ein Schutzgebiet einen vergleichbaren Zustand wie vor zehn Jahren besitzt, und welche Gefährdungen in Zukunft zu erwarten sind, usw.. Keine noch so aufwendige Grundlagenerhebung in einem Gebiet kann vergleichbare Ergebnisse über die Dynamik und Vegetationsveränderungen des Standortes liefern und vergleichbar sichere Prognosen für die Zukunft liefern. EGGLER (1977) definiert die Vegetationskunde als Wissenschaft von

- nicht homogenen räumlichen Einheiten und
- nicht homogenen zeitlichen Einheiten.

Das Vegetationsökologische Monitoring ist ein geeignetes Instrument, um Fragen dieser Thematik zu klären.

Zusammenfassend lernen wir in der Monitoringforschung langsam, erhalten aber Ergebnisse, die im Natur- und Umweltschutz unbedingt gebraucht werden. Mit dem ausführlichen Methodenkapitel versucht die Studie mitzuhelfen, teure Fehler, die immer wieder auftreten, zu

vermeiden. Hier sind viele Anregungen von Wissenschaftlern enthalten, die ihr methodisches Lehrgeld bereits bezahlt haben.

Die häufige Feststellung **"Es gibt keine allgemeingültige Methodik für Vegetationsökologisches Monitoring"** ist leider richtig, hilft uns in der Praxis aber nicht weiter. Eine konstruktivere Formulierung wäre: "Es gibt für alle Fragestellungen eine oder mehrere optimale Methoden, die aus den unterschiedlichen Methodenbausteinen zusammengesetzt sind". In den folgenden Beiträgen werden die unterschiedlichen Methoden übersichtlich dargestellt und ihre sinnvolle Anwendung detailliert diskutiert.

4.2 Projektplanung

Es ist eigentlich schon eine Binsenweisheit, aber man sollte es sooft wie möglich wiederholen: Der entscheidende Teil von Monitoringprojekten ist die Festlegung und Ausformulierung der Fragestellung und der zu erwartenden Ergebnisse. Was soll untersucht werden? Und welche Fragen müssen in welcher Form beantwortet werden?

Die Methoden sind reine Werkzeuge, die kosteneffizient angewendet werden sollen. Die Planung ist, in einem wie üblich etwas hinkenden Vergleich, durchaus mit jedem Tischlerauftrag zu vergleichen. Nachdem klar ist, daß man eine Küche haben will, muß neben der Maße, dem Holz, der Verarbeitungsqualität usw. festgelegt werden, ob auch die Geräte eingebaut werden sollen. Es liegt sowohl ein Plan als auch eine Vorstellung vor, wie das Endprodukt aussehen soll. Das alles läßt dem Tischler einen gewissen Spielraum bei der Werkzeugwahl. Wesentlich ist, daß das Ergebnis eine funktionstüchtige Küche in der gewünschten Qualität ist, nicht mit welchen Werkzeugen sie hergestellt wurde. Bekommen Sie aber stattdessen einen Wohnzimmereinbau geliefert, so ist es zweitrangig, ob er perfekt gezimmert ist oder nicht, das gewünschte Ergebnis – die Küche – wurde verfehlt.

In der Ausführung ist Effizienz gefragt. Die Kunst in der Detailplanung von vegetationsökologischen Monitoringprojekten besteht darin, die kleinste Anzahl von Dauerflächen anzulegen, die gerade noch brauchbare Ergebnisse liefert, eine Gratwanderung, die in der Praxis leicht schiefgehen kann. USHER (1991) bezeichnet die einfachsten Programme als die effektivsten. Einfache Projektprogramme bedeuten einfache Datenerhebung, einfache Auswertung, einfache Interpretation und einfache Anwendung der Ergebnisse durch Dritte.

Als abschließende Binsenweisheit: "Die Projektplanung erlernt man größtenteils aus Erfahrung, weniger aus Büchern."

4.2.1 Risiken beim Monitoring

Wir monitoren die falschen Parameter.

Wir monitoren die richtigen Parameter, aber...

wir verwenden falsche Methoden oder solche, die die Dauerflächen stören.

Wir verwenden die richtigen Methoden, aber...

wir interpretieren die Daten falsch und ziehen die falschen Schlüsse.

Wir interpretieren die Daten richtig, aber...

die Ergebnisse kommen zu spät oder sind in der Umsetzung zu teuer;
das Problem muß so schnell gelöst werden, daß Monitoring dafür nicht geeignet ist.

(mit freundlicher Genehmigung nach einem Vortrag von A. BROWN, CCW, Wales).

4.2.2 Harmonisierung der Methodenkomponenten

Nachdem Fragestellung und Zielvorstellungen definiert wurden, ist ein harmonisches Methodensystem essentiell, in dem die einzelnen Projektschritte aufeinander abgestimmt sind. Eine Dauerflächenuntersuchung besteht vereinfacht aus vier funktionellen Komponenten.

- 1) Größe, Form und räumliche Wiederholung der Dauerfläche (Bsp.: quadratisch, rund, Transekt, 1 m², 100 m², zehn Wiederholungen pro Vegetationseinheit)
- 2) Aufnahmemethodik und Parameter (Bsp.: zufällige Probenentnahme, Punkt-Quadrat-Methode, Parameter: Deckung, Vegetationsstruktur, abiotische Faktoren)
- 3) Auswertung (Ordinationen, einfache Vergleiche)
- 4) Aussagekraft der Ergebnisse.

Diese vier Elemente müssen einerseits mit der Fragestellung des Projekts abgestimmt sein und andererseits untereinander harmonisieren, weil beispielsweise eine grobe Schätzskala das Erkennen von kleinen Deckungsveränderungen nicht mehr zuläßt, auch wenn nachträglich noch soviel Zeit in die Auswertung gesteckt wird (siehe Abb. 2).

Eine methodische Frage darf nie heißen: "Welche Schätzskala soll verwendet werden?", sondern sie muß heißen: "Welche Schätzskala, für welche Flächengröße, für wieviel Wiederholungsflächen, für welche Auswertungsmethoden, um zu einem Ergebnis zu kommen, welches die Fragestellung ausreichend beantwortet?". Solche aneinandergelinkten Fragen wirken kompliziert, sind aber der einzige Weg zu einer erfolgreichen Projektmethodik.

Dabei ist besonders darauf zu achten, daß die ersten beiden Komponenten (Dauerflächengröße und Aufnahmemethodik) den Datensatz liefern, der ein zeitliches Unikat darstellt und in seiner aktuellen Form nicht mehr wiederholt werden kann. Ein Datensatz ist ein gefiltertes und vereinfachtes Abbild eines Dauerflächenmomentes. Ist der Filter schlecht, so ist auch der Datensatz schlecht, ohne Chance auf nachträgliche Verbesserung. Ein ungeeigneter Datensatz ist verlorene Zeit und Vergleichbarkeit. Fehler in der Auswertung hingegen können immer wieder verbessert werden, sofern der Datensatz zweckmäßig erhoben ist.

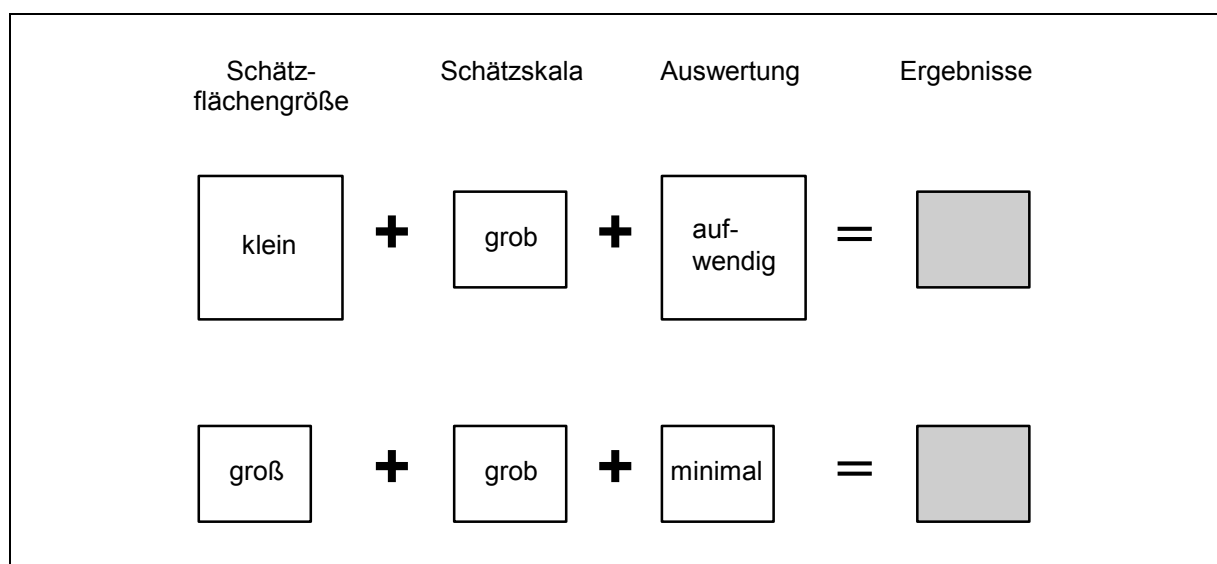


Abb. 2: Mögliche Konzeptfehler verursachen erhöhten Zeitaufwand bei gleichbleibenden Ergebnissen. Die Größe der dargestellten Quadrate richtet sich nach der Qualität und Arbeitsintensität der jeweiligen Methode. Die Symbolkästchen sind umso größer, je qualitativer der Arbeitsschritt ist. In diesem Fall wurde im oberen Beispiel die Skala zu grob gewählt, um die kleine Flächengröße auszunützen.

Sowohl beim Vegetationsökologischen Monitoring im Naturschutz als auch in der Sukzessionsforschung läßt sich eine Maximalvariante mit genauesten Aufnahmemethoden in der Praxis nicht annähernd realisieren. Es muß der effektivste Kompromiß zwischen Genauigkeit und Aussagekraft angestrebt werden.

4.2.3 Expertensysteme

Zur praktischen Projektplanung wurden auch Expertensysteme getestet, die ähnlich einem Bestimmungsschlüssel funktionieren.

Ein vereinfachtes Beispiel dafür wäre:

Frage 1: Gibt es im Untersuchungsgebiet ausreichend Grundlagenerhebungen (Vegetationskartierungen, floristische Erhebungen usw.)?

ja – weiter zu Frage 2

nein – Bevor Sie ein vegetationsökologisches Monitoringprojekt starten, beginnen Sie zuerst mit einem Gebietsinventar, das Ihnen einen Überblick über die wesentlichsten Vegetationstypen, deren Verteilung, Häufigkeit und Gefährdung gibt! Erst auf dieser Grundlage können Sie Ihre Zielsetzungen und die Methodik formulieren.

Frage 2: Ist die Fragestellung des Projektes klar formuliert und in meßbare Parameter übersetzt?

ja – weiter zu Frage 3

usw.

In der Praxis können diese Expertensysteme eine grobe systematische Leitlinie für die Projektplanung sein. Sie sind aber oft so kompliziert aufgebaut. Man kann nach dem Durchlaufen eines guten Expertensystems relativ sicher sein, daß keine wesentlichen Planungslücken mehr vorhanden sind. Detailprobleme und Umsetzungsschwierigkeiten werden aber damit kaum erfaßt. Am ehesten sind solche Systeme zu bevorzugen, die für einen Vegetationstyp und ein bestimmtes Management zugeschnitten sind (z. B. Moormanagement), aber hier besteht noch großer Forschungsbedarf bei der Formulierung und Evaluierung dieser Systeme. Ein ausformuliertes Beispiel für ein Expertensystem am Beispiel der Savannenvegetation Süd-Afrikas findet sich bei MENTIS & WALKER (1993).

4.2.4 Angewandtes Monitoring im Naturschutz versus wissenschaftliche Sukzessionsstudien

Überprüfen von Schlüsselparametern – Beschreiben von Veränderungen

Die **wissenschaftliche Sukzessionsstudie** muß primär fragen: Welche Vegetationsveränderungen finden statt, und wie können diese beschrieben und erklärt werden? Grundlagenwissenschaftliche Sukzessionsstudien beschreiben Veränderungen und versuchen, sie zu erklären. Grundlagenforschung im Vegetationsökologischen Monitoring bedeutet detaillierte Sukzessionsforschung. Das beinhaltet eine genaue, oft statistisch abgesicherte Datenerhebung von Parametern. Als Ergebnis werden Vegetationsveränderungen aufgezeigt und hinterfragt, die zum Teil in Sukzessionsschemata interpretiert werden können. Es ist ein Streben nach dem lückenlosen Verstehen und Dokumentieren von Vegetationsveränderungen.

Angewandtes Monitoring mit vordefinierten Standards muß fragen: Wohin und wie stark hat sich der Gebietszustand verändert? Ein angewandtes Monitoringprojekt kann als Projekt definiert werden, das primär Veränderungen aufzeigt, die aufgrund von vordefinierten Standards (Leitbild, Zielvorstellungen) bewertet werden. Die Erklärung für die Veränderungen

muß bereits bei der Definition des Standards, also bei Projektbeginn, vorhanden sein. Angewandtes Monitoring für den Naturschutz heißt, auf den Ergebnissen der Sukzessionsforschung aufzubauen und projektrelevante Fragestellungen kosteneffizient zu beantworten. In der Praxis muß man sich dabei auf wenige ausgesuchte Arten oder Parameter konzentrieren, die eine hohe Indikatorfunktion besitzen.

Ersteres möchte Veränderungen beschreiben, zweiteres möchte Veränderungen mit Hilfe festgelegter Standards kontrollieren.

Beide Ansätze verlangen eine eigene Methodik, sollten aber in einem Projekt vertreten sein. Entscheidend ist, daß der Anteil der beiden Ansätze bekannt ist (Bsp.: 10 % Grundlagen und 90 % Anwendung). Effektives Monitoring für den Naturschutz sollte sowohl Grundlagenforschung als auch angewandte Forschung zum richtigen Zeitpunkt im richtigen Ausmaß einsetzen.

Wissenschaftliche Grundlagenforschung sollte schwerpunktmäßig von den Universitäten getragen werden, angewandtes Monitoring von Ökologiebüros. Wir trennen derzeit Grundlagenforschung und angewandte Naturschutzforschung im Vegetationsökologischen Monitoring nicht deutlich genug. Das liegt daran, daß bisher die angewandte Monitoringforschung in Österreich stärker als die Grundlagenforschung vertreten war, und dadurch in der Regel einen zu hohen Anteil an Grundlagenwissenschaft zu übernehmen hatte. Wird ein Projekt vom Naturschutz beauftragt, und es wird zuviel Grundlagenforschung betrieben, so sind die erhobenen Daten zwar wertvoll und interessant, aber sie nützen primär der Wissenschaft.

Dieser Konflikt wird schon lange in der Literatur aufgezeigt. HELLAWELL (1991) unterscheidet zwischen "monitoring" und "surveillance", wobei er mit "monitoring" Projekte mit vordefinierten Standards anspricht und mit "surveillance" die grundlagenwissenschaftliche Sukzessionsstudie (siehe Kapitel 3.3 – Definitionen).

HELLAWELL (1991) skizziert in dem eindringlich empfohlenen Werk "Monitoring for Conservation and Ecology" (GOLDSMITH, 1991) Monitoringprojekte, die das Untersuchungsziel nicht erreicht haben. Am Ende dieses Projektes steht immer die Frage nach erneuter Datenerhebung (siehe Abb. 3).

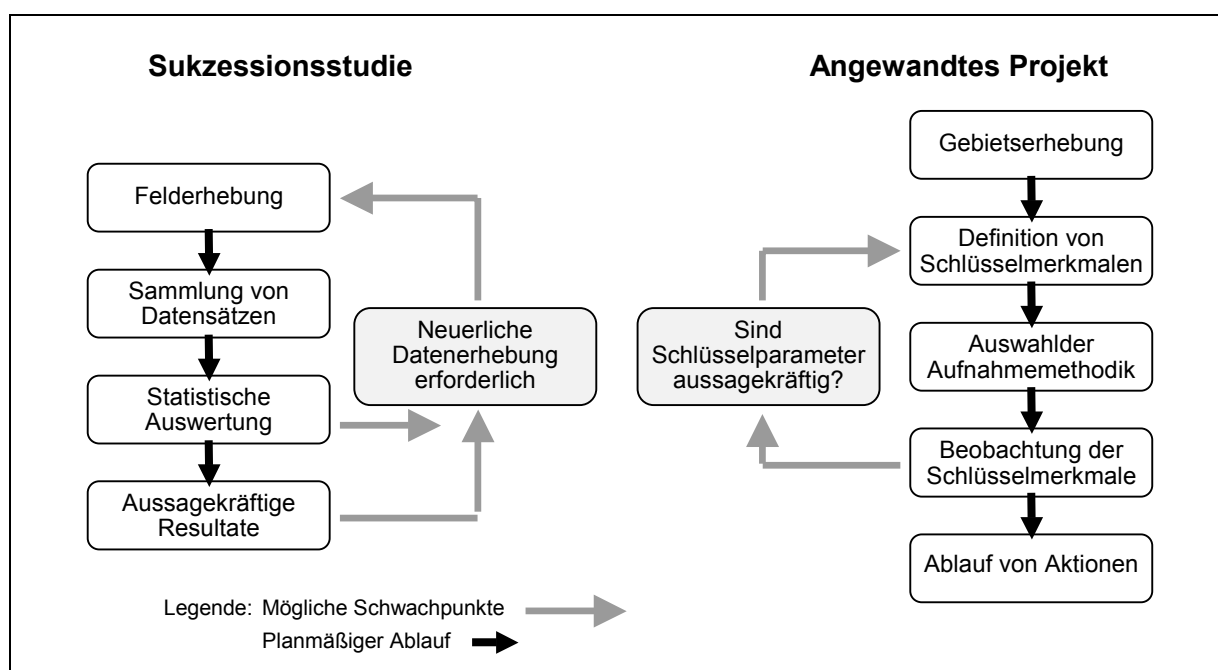


Abb. 3: Sukzessionsstudie und angewandtes Monitoring (verändert nach HELLAWELL, 1991).

Es ist tatsächlich häufig, daß einige Projektziele aus Gründen der falschen Methodenwahl nicht erreicht werden. Das Wundermittel von HELLAWELL (1991) ist "monitoring" im engen Sinn (siehe Kapitel 3.3 – Definitionen), bei dem nach einer gründlichen Gebietserhebung Schlüsselparameter (key features) festgelegt werden. Wenn sich diese ausgewählten Schlüsselparameter ändern, werden zweckmäßige Managementaktionen gesetzt oder die Ursachen festgestellt (siehe Abb. 3). Allerdings wurde in seiner Darstellung eine schlechte Sukzessionsstudie und ein gutes angewandtes Projekt verglichen. Grundlagenwissenschaftliche Sukzessionsstudien liefern bei richtiger Methodenwahl entscheidende Ergebnisse. Sie sind primär nicht konstruiert die Fragen des praktischen Naturschutzes zielgerichtet zu beantworten, aber sie liefern die Grundlagen für die angewandte Monitoringforschung, und unter diesem Blickwinkel muß man sie bewerten. Zusätzlich kann die Sukzessionsstudie auf neue Probleme und Veränderungen aufmerksam machen, die im angewandten Monitoring schwerer erkannt werden (STAPFER, 1997).

Für den Naturschutz mit begrenztem Budget sollten primär angewandte Monitoringformen (Effizienzkontrollen, Frühwarnsysteme, Überwachungsprogramme) verwendet werden, weil sie gezielter auf konkrete Fragestellungen ausgerichtet und daher kostengünstiger zu betreiben sind. Es wird dabei kein Geld für "interessante" Vegetationsveränderungen ausgegeben, sondern nur mehr für die Kontrolle der vordefinierten Veränderungen von Schlüsselparametern. **Angewandtes Monitoring** funktioniert nach dem gleichen Prinzip wie das Schadstoffmonitoring, wo beim Überschreiten eines Grenzwertes eine Warnlampe aufleuchtet. Die Grenzwerte werden als Schwankungsbreite von Schlüsselparametern oder -arten (Größe des Vorkommens, Verschwinden, Schwankungen um einen Mittelwert) für jede Fläche und jedes Management vordefiniert. Genauso werden für den Fall, daß Grenzwerte überschritten werden, festgelegte Aktionen formuliert (z. B. Veränderung vom Management). Damit soll beispielsweise gewährleistet sein, daß ein gewisser Qualitätszustand der wesentlichen Schutzgebietselemente erhalten oder aber erst erreicht wird.

Die Methoden des angewandten Monitorings sind so ausgerichtet, daß die Ursachen für eine Veränderung nicht unbedingt erkannt werden können. Sie können nur die Fragestellungen beantworten, die vorher gezielt ausgewählt wurden. Erst wenn ein Grenzwert überschritten wird, können die Ursachen beispielsweise durch ein Zusatzprogramm festgestellt werden.

Die wichtige Grundlagenforschung sollte von der Universität getragen werden, wo im Rahmen von Diplomarbeiten und Dissertationen essentielle Bausteine für das angewandte Monitoring geschaffen werden. Das Optimum ist sicher die Koppelung einer Sukzessionsstudie mit einer angewandten, was in der Schutzgebietsbetreuung immer anzustreben ist, sofern Geldmittel für wissenschaftliche Grundlagen vorhanden sind. Bei limitiertem Budget leistet eine angewandte Methodik kosteneffizientere Aussagen als eine Sukzessionsstudie.

Ein Beispiel für die einzelnen Planungsschritte von Effizienzkontrollen im Naturschutz beschreibt REICH (1994) (siehe Abb. 4).

Auch er empfiehlt die Erarbeitung eines Leitbildes, das einen Sollzustand mit definiertem Standard enthält. Die zu erwartenden Änderungen sind dann bereits vor Projektbeginn aufgelistet und quantifiziert. Definierte Standards müssen in einem akzeptierten Bereich („limits of acceptable change“ nach ROWELL, 1993) bleiben, sonst wird eine Aktion ausgelöst (Meldung bei der Naturschutzbehörde, Veränderung des Managements; siehe Abb. 5).

Eines der wenigen Projekte, in dem ein hoher Anteil an angewandtem Monitoring praktiziert wird, ist das „Kontrollprogramm Natur- und Landschaftsschutz Kanton Aargau/Schweiz“ (STAPFER 1997). Neben der beschreibenden Dauerbeobachtung werden auch Erfolgs- und Wirkungskontrollen durchgeführt.

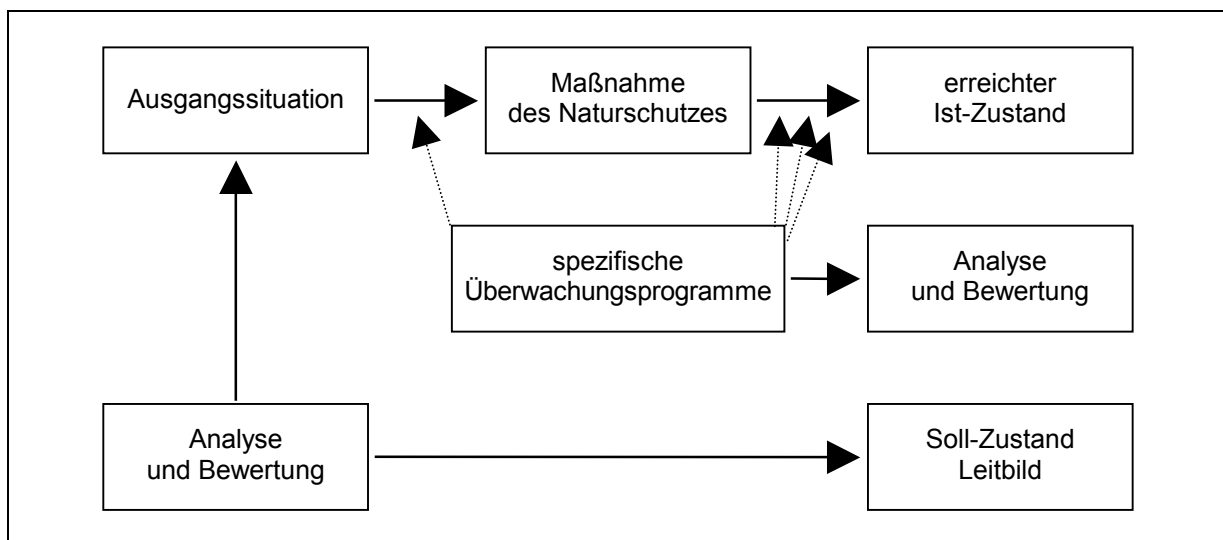


Abb. 4: Schematischer Ablauf von Effizienzkontrollen im Naturschutz (REICH 1994).

In der konkreten Projektpraxis ist eine völlige Trennung von Grundlagen- und angewandter Forschung nicht möglich und sinnvoll, weil jedes Projekt beide Teile enthält. Beobachten, ohne zu erklären, ist sicher nicht im Interesse des Naturschutzes. Angewandtes Monitoring kann Veränderungen auch erklären, aber nicht mit der gleichen Detailliertheit der Sukzessionsstudie. Es kommt auf das richtige Verhältnis zwischen beiden Methodenkomponenten an.

Dadurch ermöglicht man bei der Interpretation einen **Ist-Soll-Vergleich**, wobei der erreichte Zustand mit dem vordefinierten Leitbild verglichen wird. Das schafft sehr klare Aussagen für die Erfolgskontrolle. Wenn das Leitbild in der angestrebten Zeit erreicht wurde, war die Pflegemaßnahme erfolgreich, ansonsten nicht, oder der angestrebte Zeitraum war falsch gewählt. Ohne Leitbild kann nur ein **Vorher-Nacher-Vergleich** angestellt werden, der in der Bewertung viel dehnbarer ist (REICH, 1994). Als Erfolgsmeldung kann dann vorliegen, daß der gegenwärtige Zustand schon etwas besser ist als vorher, was natürlich erfreulich ist, aber vielleicht doch nicht die effektivste Pflegemaßnahme aufzeigt. Eine leicht positive Tendenz wird dann sehr oft bereits als großer Erfolg präsentiert.

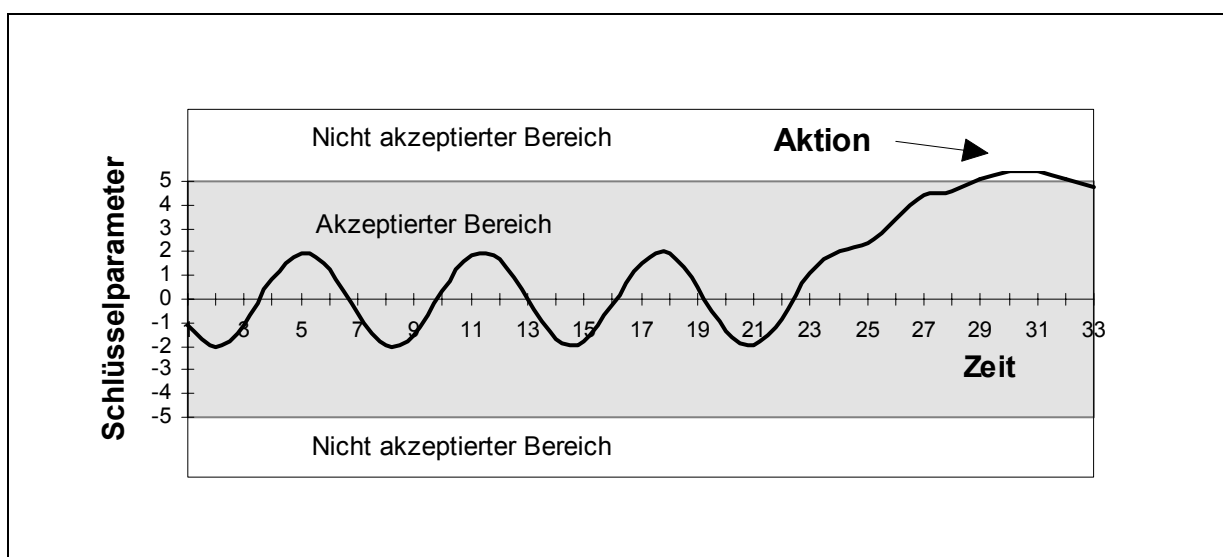


Abb.5: Festlegung des akzeptierten Schwankungsbereiches vom Schlüsselparameter. Wird der akzeptierte Bereich überschritten, kommt es zur Aktion (Bsp.: Häufigere Mahd).

Die Definition eines Leitbildes, also eines quantifizierbaren Zustandes, der in einer bestimmten Zeit erreicht werden muß, erfordert umfangreiches Grundlagenwissen, etwa wie sich verschiedene Pflegemaßnahmen raum-zeitlich auf Pflanzen auswirken. Ein konkrete Beispiel für ein Leitbild wäre, daß im Minimumareal einer gemähten Wiese (Junischnitt), mindestens 30 % *Bromus erectus*, mindestens 5 % *Ranunculus bulbosus* und 20 Blühtriebe *Orchis pallens* vorkommen und eine minimale Gesamtartenzahl von 35 überschritten wird.

Indikatoren für Monitoring haben z. B. ROWELL (1994: „Ecological Indicators for Nature Conservation Monitoring“) und MACGILLIVRAY & KAYES (1995: Environmental Measures – indicators for the UK environment) bearbeitet.

WILDI (1986) sieht die Schwierigkeiten der Langzeitstudien darin, daß die Veränderungen in der Zeit schwer kontrollierbar sind. Es gibt unterschiedliche Schwierigkeitsstufen der Projektplanung, die mit folgenden drei Fragen ermittelt werden können (WILDI, 1986 nach GREEN, 1979) (siehe Abb. 6). Daraus ergeben sich die fünf Typen von Umweltstudien.

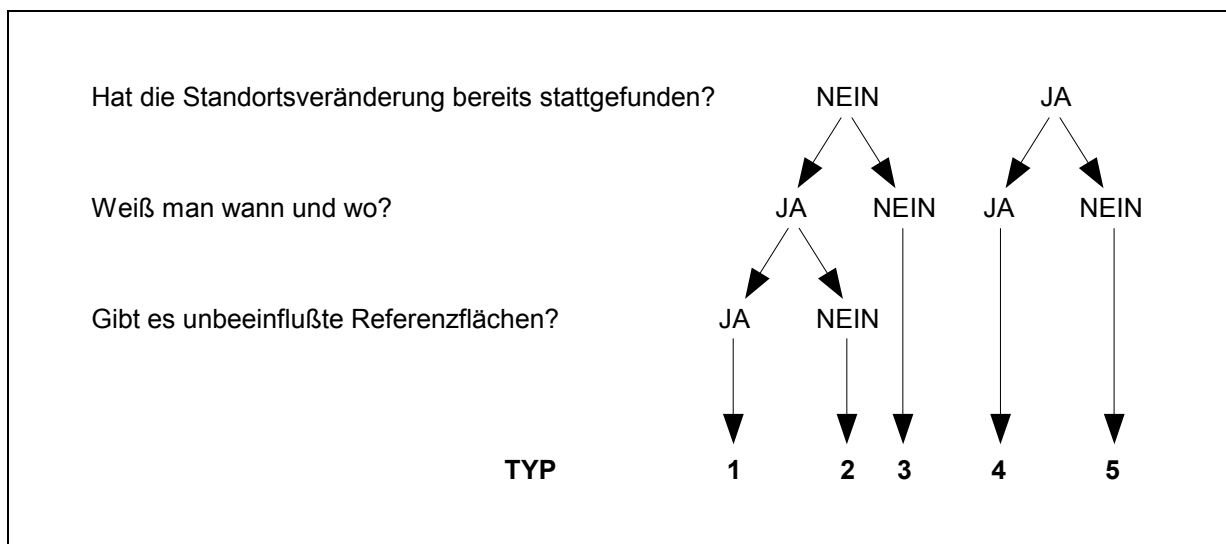


Abb. 6: Fünf Typen von Umweltstudien (WILDI, 1986 nach GREEN, 1979).

- 1) Eine optimale Ursachen-Wirkung Studie ist durchführbar.
- 2) Die Wirkung muß aus der zeitlichen Veränderung abgeschätzt werden.
- 3) Ein Überwachungsprogramm hilft weiter.
- 4) Die Wirkung muß aus räumlich auftretenden Unterschieden abgeschätzt werden.
- 5) Guter Rat ist teuer.

Die Reihung erfolgt nach der Schwierigkeitsstufe.

Umfangreiches Wissen über die Umweltereignisse kombiniert mit unbeeinflussten Referenzflächen sichern die Ergebnisse ab. **Unbeeinflusste Referenzflächen** sind Kontrollflächen, die nicht wie die eigentlichen Dauerflächen, durch ein erwartetes Ereignis (Mahd, Erdbeben, oder Kahlschlag) getroffen werden, aber sonst standortsökologisch möglichst ähnlich sein sollten. Im direkten Vergleich der Referenzfläche mit der Dauerfläche zeigt sich, welche Veränderungen auf das erwartete Ereignis (Bsp.: Mahd), und welche auf allgemeine Faktoren (Niederschlagsverteilung) zurückzuführen sind. Die Referenzfläche ist ein wesentliches Element eines Monitoringprogrammes bei Beweissicherungen und Managementkontrollen (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Die tatsächliche Wirkung von Mahd- und Weidemanagement wird mit Hilfe einer unbeeinflussten Referenzfläche überprüft.

Arten/Flächen	Dauerfläche Mahd		Dauerfläche Beweidung		Referenzfläche unbeeinflusst	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994
Beobachtungsjahr	1993	1994	1993	1994	1993	1994
<i>Cynodon dactylon</i>	3	3	3	4	3	3
<i>Ophrys sphegodes</i>	+	1	+	2	+	-
<i>Odontites rubra</i>	1	3	+	3	1	3

Interpretation der Tabelle:

Die Deckung von *Odontites rubra* steigt in allen Flächen an (ungeachtet des Managements), was auf ein feuchtes Frühjahr hinweist.

Ophrys sphegodes nimmt in den gemähten und beweideten Flächen zu, aber in der Referenzfläche ab. Mahd und Beweidung fördern die Art.

Cynodon dactylon nimmt nur in der beweideten Fläche zu, was vermuten läßt, daß die Trittwirkung der Rinder förderlich ist, aber nicht der erhöhte Lichtgenuß durch die Mahd.

Die Interpretation stützt sich hier auf bekannte Zeigerwerte (Wuchsformen, Lichtzahl usw.). Hätte man keine Referenzfläche, dann könnte spekuliert werden, daß *Odontites rubra* durch Mahd und Beweidung gefördert wird.

4.2.5 Das hierarchische Monitoringkonzept (multi level monitoring)

Wenn von einem Monitoringprojekt gesprochen wird, dann kann das die Beobachtung der Samenproduktion von 200 *Taraxacum*-Pflanzen auf einer Wienerwaldwiese sein oder aber ein weltweites Beobachtungsprogramm zur Waldausdehnung.

Monitoringprojekte müssen auf der ökologischen und räumlichen Maßstabsebene positioniert werden. Die Positionierung eines Monitoringprojektes legt die kleinste und größte ökologische Einheit fest, die beobachtet wird (z. B.: Pflanzengesellschaft als kleinste und Landschaftsausschnitt als größte Einheit, siehe Tab. 4 und Abb. 7).

Die Ergebnisse einer Ebene können als Interpretationshilfen für andere Beobachtungsebenen die gesamte Ergebnisqualität verbessern.

Tab. 4: Beispiel einer ökologischen Hierarchie.

Untersuchungsobjekt	Mögliche Fragestellung	Beispiel der gewählten Flächengröße
Pflanzenteile	Veränderung der Knospengrößen	1 dm ²
Individuum	Wachstum eines Individuums	5 dm ²
Pflanzenarten	Dichte einer Art	20 m ²
Pflanzengesellschaften	Veränderung der Artenzusammensetzung	100 m²
Landschaftselemente	Zusammenspiel von Pflanzengesellschaften oder Habitaten	10 ha
Landschaft	Verteilung von Landschaftsteilen	10 km ²

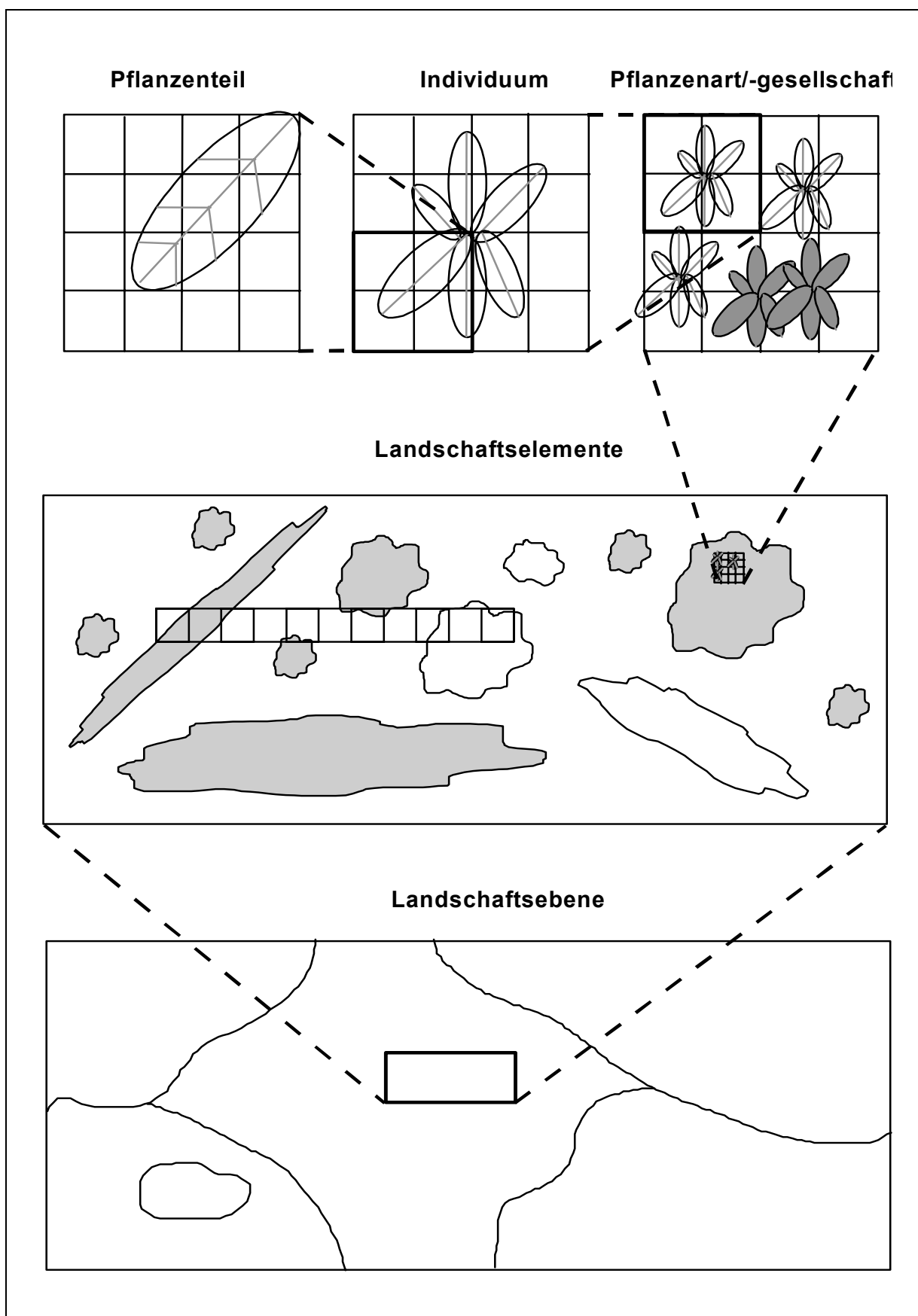


Abb. 7: Hierarchische Monitoringebenen.

Die Beobachtung jeder ökologischen Hierarchieebene ermöglicht spezifische Ergebnisse. In der Praxis wird bei großflächigen Monitoringprogrammen auf Vegetationstypen und Landschaftsteile zurückgegriffen, weil flächige Detailerhebungen zu aufwendig sind. Detailschärfe ist aber nicht zwingend an kleine Flächen gebunden. Bei detaillierten Florenkartierungen, wird die Verbreitung von einzelnen Pflanzenarten auch landesweit durchgeführt.

Als Optimalfall ist immer ein Monitoring anzustreben, in dem alle Hierarchie-Ebenen bearbeitet werden, von der Flächenbilanz der Waldtypen bis hin zur Veränderung der Nadelgröße. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt aber meist auf der Ebene der Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften. Wenn bei großflächigen Programmen oft nur die Landschaftsebene beobachtet wird, kann die Artenzusammensetzung nicht mehr detailliert überprüft werden. Auch wenn der Typus der artenreichen Extensivwiesen flächenmäßig als unverändert erkannt wird, kann nichts über einen möglichen Artenverlust in diesem Typ ausgesagt werden.

Sehr oft wird die Landschaftsebene flächig mit Fernerkundungsmethoden erfaßt und zusätzlich durch eine Stichprobe von Dauerflächen bis zur Artebene ergänzt. So können sowohl quantitative, großflächige Aussagen und qualitative Aussagen über die Artenzusammensetzung getroffen werden.

BUNCE et al. (1993) beschreiben drei Ebenen, die vom Vegetationsökologischen Monitoring bearbeitet werden müssen. Es handelt sich bei dieser Einteilung um drei Auflösungsstufen der Vegetationserhebung: typisierte Landnutzung, typisierte Bestände durch dominante Arten, Erhebung der vollständigen Artenzusammensetzung.

Landnutzung (Land use): Grobe Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung in Ackerland oder zwischen Grün- und Ackerland. Aufnahmeeinheit: Landnutzungstypen.

Vegetationsbedeckung (Land cover): Grobe Veränderung der bestandesbildenden Arten von Vegetationseinheiten (Bsp.: *Festuca* dominiertes Grünland wird von *Lolium*-Grünland verdrängt). Aufnahmeeinheit: Typisierung nach dominanten Arten.

Artenzusammensetzung (Species composition): Dokumentation der feinen Veränderung in der Artenzusammensetzung. Aufnahmeeinheit: Vollständige Artenlisten.

Ein weiteres hierarchisches Untersuchungskonzept umfaßt die sechs Diversitätstypen nach PILOU (in print zitiert in BUNCE et al., 1993), nämlich die Arten-Diversität, die Genetische-Diversität, die Strukturelle-Diversität, die Umwelt-Diversität, die Ökosystem-Diversität und die Landschafts-Diversität.

Ein hierarchischer Aufbau kann auch bezüglich der verwendeten Methoden konzipiert werden. Beispielsweise legt ROWELL (1988) drei Bearbeitungsqualitäten (Level I-III) fest, wobei Level I das billigste und einfachste Konzept ist, das allerdings nur überblicksartige Ergebnisse bringt und nur starke Veränderungen erkennen kann.

Level I: Regelmäßiges standardisiertes Fotomonitoring des Gebietes und verbale Beschreibung von Flächenverlust, Biotopzerstörung; Luftbilder sollten bei der Kontrolle verwendet werden.

Level II: Wiederholte (nicht unbedingt regelmäßige) Luftbildbefliegung und Kartierung des Gebietes, um die Verschiebungen von Vegetationsgrenzen oder die Veränderung von Vegetationstypen zu erkennen.

Level III: Regelmäßige und detaillierte Dokumentation der Vegetation, auch mittels Dauerbeobachtungsflächen, die die Grundlagen für statistische Auswertung ermöglichen. Monitoring von Populationen und auf Artenebene muß stattfinden.

Wenn heutzutage Monitoringprojekte beauftragt werden, dann meist nur für eine Laufzeit von wenigen Jahre. Es wird dann oft als Verpflichtung empfunden, in dieser kurzen Projektzeit auch Veränderungen nachzuweisen. Das ist aber nur möglich, wenn kleine Flächen de-

tailliert beobachtet werden. Man darf aber nicht annehmen, daß die immer genauere Bearbeitung von immer kleiner werdenden Flächen die Projektqualität ständig verbessert. Je genauer beobachtet wird, umso mehr Veränderungen werden zwar erhoben. Diese sind aber nur bis zu einer bestimmten Genauigkeit interpretierbar, der Rest ist Datenrauschen. In diesem Bereich können die feinen Veränderungen der Umweltfaktoren nicht mehr erhoben werden, die für die Veränderungen verantwortlich sind. Dadurch ist keine Interpretation mehr möglich.

Die Zeitachse kann nicht abgekürzt werden, indem genauer erhoben wird. Eine detaillierte Kurzzeiterhebung liefert Kurzzeitergebnisse und ist besser als eine oberflächliche Kurzzeiterhebung, kann aber keine Langzeitdaten ersetzen. Jede Hierarchieebene besitzt eigene Aussagemöglichkeiten, die kaum durch die Ergebnisse anderer Hierarchieebenen ersetzt werden können. Bei Kurzzeitprojekten sollten daher auch größere Maßstabsebenen erhoben werden, auch wenn die Wahrscheinlichkeit gering ist, Veränderungen in der kurzen Beobachtungszeit wahrzunehmen.

Es wird davor gewarnt, die Methodik und die Bearbeitungsintensität immer so auszurichten, daß zwanghaft Kurzzeitveränderungen erkennbar werden, wenn diese Ergebnisse nicht benötigt werden. Denn das erzeugt hohe Kosten und liefert kaum Nutzen. Ein Monitoringprojekt, das nach fünf Jahren keine Veränderungen aufzeigen kann, ist deshalb kein schlechtes Projekt. Es bedeutet nur, daß die Vegetationsveränderungen nicht die Größe erreicht haben, die vor Projektbeginn als ökologisch relevant festgelegt wurden.

Wenn allerdings Prognosen für die weitere Entwicklung eines Gebietes erstellt werden sollen, muß das Untersuchungsdesign so ausgewählt werden, daß Veränderungen auch in der kurzen Projektzeit aufgezeichnet werden können, die dann als Grundlage für ein Modelling verwendet werden. Aber auch hier steigt die Prognosefähigkeit der Ergebnisse nur bis zu einer bestimmten Detailschärfe der Bearbeitung.

Wenn hier von den hierarchischen Ebenen des Monitorings gesprochen wird, dann handelt es sich um räumliche Erfassungseinheiten, und die sind unabhängig von der Zeitachse. Auch wenn man wie in der Physik mit einem Mikroskop vom Molekül über die Atome zu noch kleineren Teilchen vordringt, wird die Zeitachse nicht geklärt.

4.2.6 Gründe für ein Monitoringprogramm

MAAS (1996) skizziert vier Motive für vegetationsökologische Monitoringstudien:

- Allgemeines Umweltmonitoring
- Dokumentation von lokalen Ereignissen auf die abiotischen und biotischen Ressourcen
- Kontrolle der Effektivität von Managementmaßnahmen
- Überprüfung von experimentellen Ergebnissen für wissenschaftliche Zwecke.

Zusätzlich sollte angeführt werden:

- Überprüfung von gesetzlichen Bestimmungen (Effektivität von Förderungen, gesetzlicher Schutz von Lebensräumen) (HELLAWELL 1991).

Aus den genannten Motiven setzen sich die unterschiedlichen Typen von Monitoring zusammen (Grundlagenwissenschaftliches Monitoring oder Sukzessionsstudien, Effizienzkontrollen, Spezifische Überwachungsprogramme, Allgemeine Überwachungsprogramme, Frühwarnsysteme).

4.2.7 Begriffliche Einteilung von Monitoringprojekten

Monitoring ist ein moderner und daher überstrapazierter Überbegriff, der im praktischen Sprachgebrauch nicht mehr bedeutet, als daß irgend etwas beobachtet wird, und zwar meist längerfristig. Vegetationsökologisches Monitoring schränkt diese allgemeine Beobachtung auf das Thema Vegetation ein. Oft ist es zweckmäßig, wenn Monitoringprojekte zur besseren Verständigung aufgrund der Fragestellung oder der Zielsetzung begrifflich aufgetrennt werden. PLACHTER (1991) hat dazu ein Begriffssystem aufgestellt, das durch REICH (1993) leicht modifiziert wurde und in Tab. 5 in etwas veränderter Form wiedergegeben wird.

Tab. 5: Begriffliche Einteilung von Monitoringprojekten (verändert nach PLACHTER, 1991, REICH, 1993, ROWELL, 1993).

Grundwissenschaftliche Sukzessionsstudie (Ökologische Langzeitforschung)		
Angewandtes Monitoring (Ökologische Dauerbeobachtung)	Allgemeine Überwachung	Loss and Damage
		Site Integrity
		Site Quality
	Spezifische Überwachung	Zieltypenmonitoring
		Erfolgskontrolle
		Effizienzkontrolle

4.2.7.1 Grundwissenschaftliche Sukzessionsstudie (Ökologische Langzeitforschung)

Vegetationsveränderungen sollen **beschrieben und erklärt** werden. Dabei beinhalten die Fragestellungen nicht nur die Beobachtung der natürlichen Vegetationsentwicklung, sondern auch naturschutzrelevante Themen, wie z. B. die Auswirkung von Düngeeinbringung auf Extensivwiesen. Sukzessionsstudien erkennt man meist daran, daß sie auf kleinen Flächen mit aufwendiger Methodik durchgeführt werden. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete oder Vegetationseinheiten wird meist angestrebt.

4.2.7.2 Angewandtes Monitoring (Ökologische Dauerbeobachtung)

Ein angewandtes Monitoringprojekt **registriert und überwacht** Veränderungen, die aufgrund von vordefinierten Standards (Leitbild, Zielvorstellungen) bewertet werden. Die Erklärung der Veränderungen muß bereits bei der Definition des Standards vorhanden sein und ist Aufgabe der Grundlagenforschung. Allgemeines Monitoring wird für die Überwachungsverpflichtung des Naturschutzes eingesetzt. Es beschränkt sich in der Aussage auf die konkrete Fläche, also auf ein Schutzgebiet, und liefert nicht primär allgemeingültige, übertragbare Erkenntnisse. Angewandtes Monitoring ist auch daran zu erkennen, daß verstärkt Indikatoren verwendet werden, die komplexe Sachverhalte, wie Ökosysteme und Landschaftsausschnitte beschreiben (PLACHTER, 1991).

4.2.7.3 Allgemeine Überwachung

Eine allgemeine Überwachung registriert Veränderungen des Ist-Zustandes eines Gebietes, ohne die Methodik auf spezielle Gefährdungen oder auf einzelne thematische Schwerpunkte festzulegen. Der festgelegte Standard, der überprüft wird, ist der Gebietszustand und das generelle Schutzziel.

ROWELL (1993) unterscheidet:

- **Loss and Damage Monitoring:** Zeigt nur auffällige und sichtbare Gebietszerstörung oder einen Flächenverlust deskriptiv auf.
- **Site Integrity Monitoring:** Zeigt überblicksartig auf, ob das Gebiet intakt ist, und ob die Habitats räumlich und qualitativ unverändert sind.
- **Site Quality Monitoring:** Überprüft anhand von ausgewählten Indikatoren, ob das Schutzinteresse noch vorhanden ist, und ob sich Arten, Habitats und Landschaftsteile verändern. Site Quality Monitoring registriert feinere Veränderungen als das Site Integrity Monitoring.

4.2.7.4 Spezifische Überwachungsprogramme

Es handelt sich um gezielte Überwachungsprogramme und Überwachung von spezifischen Ursachen-Wirkungsgefügen, z. B. Nutzungseinflüsse, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen (REICH, 1993, PLACHTER, 1991).

Zieltypenmonitoring

Eine bestimmte Fragestellung, eine Pflanzenart, ein Vegetationstyp oder ein bestimmter ökologischer Zusammenhang wird schwerpunktmäßig überwacht.

Erfolgskontrolle

Der ökologische Erfolg von Management, Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen wird überprüft. Das Projekt vergleicht einen erwünschten Soll-Zustand mit dem Ist-Zustand. Das Projekt endet, wenn der Ist-Zustand dem Soll-Zustand entspricht. Reine Erfolgskontrollen sind auf ein konkretes Gebiet und eine Fragestellung ausgerichtet.

Sehr intensiv haben sich MARTI & STUTZ (1993 „Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz“) mit der Erfolgskontrolle auseinandergesetzt. Sie verweisen auf eine Definition von VOLZ (1980) „Erfolgskontrolle ist ein Überprüfungs- und Korrekturinstrument, das als Bestandteil des politischen Planungs- und Entscheidungsprozesses die Zustände laufender und/oder abgeschlossener Programme, angegeben durch den jeweiligen Zielerreichungsgrad, ex post in verschiedenen Zeitpunkten vergleicht, die Änderungen und deren Ursachen untersucht und durch Rückkoppelung der Informationswerte günstigere Voraussetzungen verschafft, zukünftige Situationen zu verbessern.“

MARTI & STUTZ (1993) unterscheiden weiters zwischen:

- **Diagnostische Erfolgskontrolle (ex post)**
 - Vollzugskontrolle
 - Zielerreichungskontrollen
 - Wirkungskontrollen
 - Zielanalysen
- **Prognostische Erfolgskontrolle (ex ante).**

Effizienzkontrolle

Effizienzkontrolle wird oft gleichbedeutend mit Erfolgskontrolle verwendet und beide sind in der Projektpraxis eng verknüpft. Theoretisch gesehen, prüfen Effizienzkontrollen aber den Grad und die Effizienz von Managementmaßnahmen. Meist werden mehrere Managementvarianten miteinander verglichen und als Ergebnis die effizienteste gewählt. Effizienzkontrollen enden, wenn ein Trend erkennbar wird, der eine Managementvariante als die effizienteste festlegt. Die Ergebnisse sind oft über die Grenzen des Untersuchungsgebietes übertragbar, dadurch wird sichtbar, daß hier eine verstärkte wissenschaftliche Komponente vertreten ist.

Abschließend soll nochmals betont werden, daß es sich bei dieser Abhandlung um den Versuch einer begrifflichen Darstellung handelt. Ein konkretes Projekt besteht immer aus verschiedenen Komponenten (siehe Abb. 8). Eine strenge Polarisierung zwischen Grundlagenwissenschaft und angewandter Naturschutzpraxis beim Monitoring darf es nur auf der begrifflichen Ebene geben. Für jedes einzelne Projekt sollte transparent dargelegt werden, welche Monitoringkomponenten enthalten sind. Aus der Sicht des Naturschutzes soll das wissenschaftliche Erklären zugunsten des Überprüfens auf das Minimum reduziert werden.

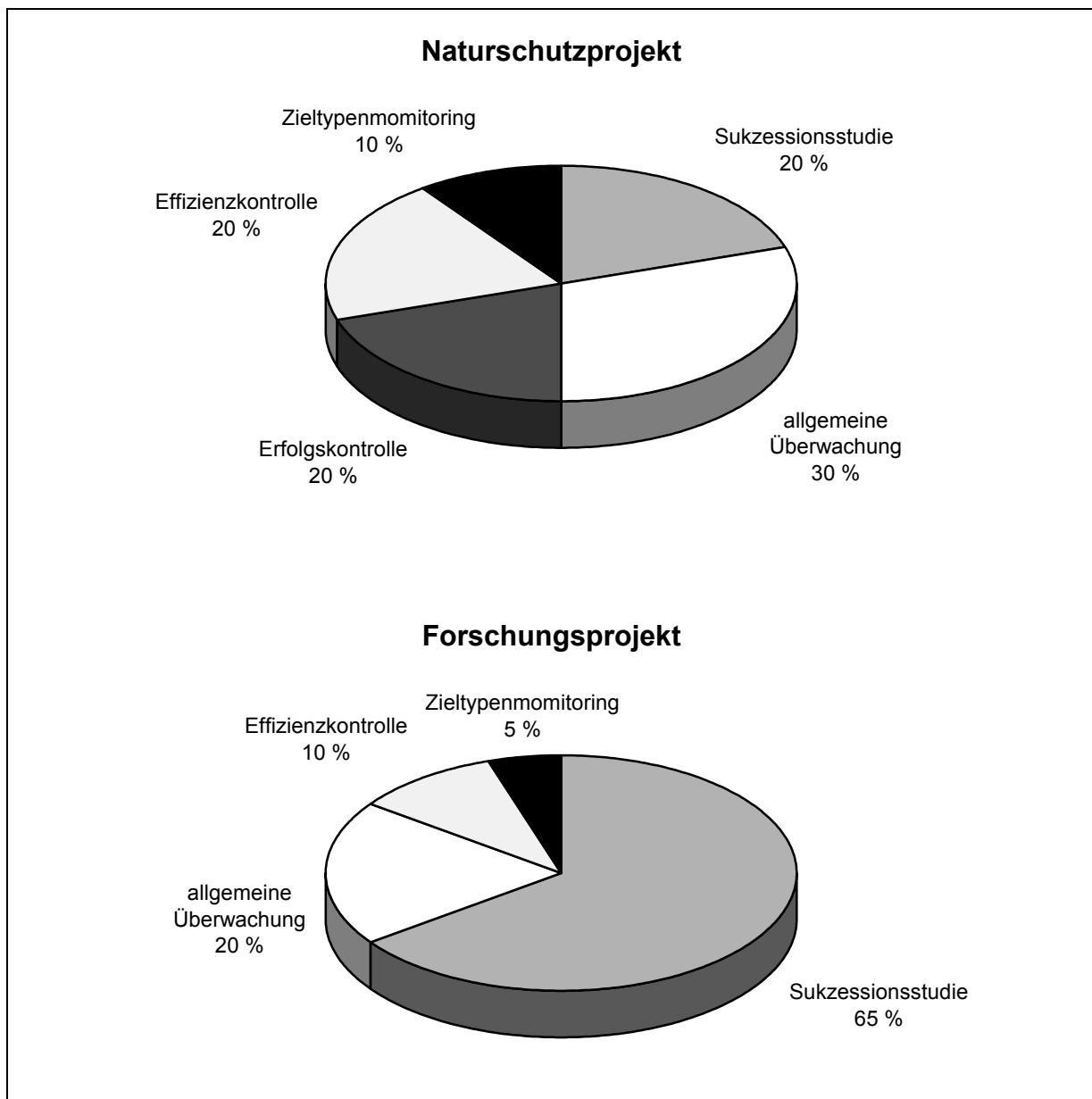


Abb. 8: Beispiel einer möglichen Verteilung von Monitoringkomponenten in einem Naturschutzprojekt und einem Forschungsprojekt.

4.2.8 Checkliste für die Projektplanung

GOLDSMITH (1991) listet am Ende seines Buches eine Checkliste mit neunzehn Fragen auf, die man vor Projektbeginn unbedingt durcharbeiten soll. Die Fragen sind punktuell leicht verändert und beziehen sich hier stärker auf Dauerflächenprogramme als auf allgemeine Monitoringprojekte.

1. Gibt es überzeugende Gründe, dieses Projekt überhaupt durchzuführen? Sind die Ziele klar formuliert? Welche Art von Monitoring wollen Sie betreiben (Effizienzkontrolle, Dokumentation weltweiter Veränderungen)?
2. Sind die Ziele nach ihrer Priorität gereiht?
3. Welche physikalischen, chemischen und biologischen Parameter sollen erfaßt werden?
4. Wie werden taxonomische Probleme gelöst? Ist es sinnvoll, schwierige Gattungen (*Festuca*, *Carex*) auszuklammern, weil die Kartierer ein unterschiedliches floristisches Wissen haben?
5. Kann man mit Luftbilddauswertung oder anderen Fernerkundungsmethoden Zeit und Kosten sparen?
6. Gibt es behindernde Faktoren (Grundbesitzer, Jahreszeit, bestimmte Sukzessionsstadien oder zyklische Ereignisse wie Feuer) bei der Feldarbeit?
7. Sind die Dauerflächen ausreichend markiert?
8. Können die Dauerflächen auch von anderen Bearbeitern gefunden werden und sind sie zur Sicherheit mindestens zweifach vermarktet?
9. Welche Dauerflächen- und Schätzflächengröße wird verwendet?
10. Sind für jeden homogenen Vegetationstyp genügend Dauerflächen angelegt, so daß eine statistische Auswertung möglich ist?
11. Wenn Sie Indexwerte verwenden, haben Sie Kapitel 12 von GOLDSMITH (1991) gelesen?
12. In welchen Zeitintervallen wird die Dauerfläche erhoben (monatlich, jährlich, alle 5 Jahre)? Als Entscheidungsgrundlage sollten Sie folgendes beachten: die zu erwartenden Änderungen, vorhersehbare Vegetationszyklen und Ihre Geldmittel.
13. Zu welcher Jahreszeit werden Ihre Monitoringflächen dokumentiert? Dabei müssen sowohl einzelne Arten als auch Habitatseigenschaften berücksichtigt werden.
14. Gibt es in Verbindung mit dem Monitoringprojekt experimentelle Veränderungen von Umweltparametern, z. B. Wasserstandsveränderungen, Weideausschlußzäune?
15. Wie werden die Daten ausgewertet und dargestellt? Welche statistischen Tests sind geeignet? Welche Vegetationsveränderungen können überhaupt erkannt werden?
16. Wann ist das Projekt zu Ende? Gibt es nachvollziehbare Kriterien, wann dieses Ende erreicht ist?
17. Wer wird die Ergebnisse bekommen, verwalten und aufbewahren? Wie werden die Ergebnisse verbreitet und umgesetzt?
18. Wer bezahlt das Projekt? Ist die Finanzierung gesichert? Sind geschulte Bearbeiter vorhanden? Ist die einmalige Anschaffung eines automatischen Aufzeichnungsgerätes (Pegelmesser) nicht billiger als die tägliche Ablesung durch Personal?
19. Haben Sie Ihr Projekt schon anderen Wissenschaftlern oder den involvierten Personen im Untersuchungsgebiet zur kritischen Durchsicht gezeigt?

4.2.9 Zusammenfassung

Es wird empfohlen, der Projektplanung reichlich Zeit zu widmen, die Projektziele klar zu formulieren und möglichst in objektive Parameter zu übersetzen, die eindeutig überprüft werden können. Dabei sollte auch überlegt und deklariert werden, welcher Anteil an Grundlagenwissenschaft und wieviel angewandtes Monitoring im Projekt enthalten sein soll. Die Detailmethoden müssen aufeinander und auf die Fragestellung abgestimmt sein. Monitoringprojekte sollen methodisch nicht zwanghaft konstruiert werden, um auch in kurzen Beobachtungsspannen feine Veränderungen nachzuweisen, wenn diese nicht ökologisch relevant sind und benötigt werden, denn dann sind die finanziellen Mittel schlecht eingesetzt.

4.3 Die Dauerbeobachtungsfläche

Die Dauerbeobachtungsfläche ist mit einem Diarahmen vergleichbar, den man vor das Auge hält. Der Rahmen fokussiert unsere Beobachtungsintensität auf einen kleinen Ausschnitt. Veränderungen können in kleinen Ausschnitten ohne das komplexe und störende Umfeld klarer wahrgenommen werden und sind gerade noch ansatzweise zu verstehen. Ein reiner Dauerflächenfetischismus bringt aber etwa das Ergebnis einer Urlaubsreise, die nur durch den Kamerasucher erlebt wird. Viele interessante Details, die dauerhaft aufgezeichnet sind und stolz präsentiert werden.

Dauerbeobachtungsflächen können nur die Fragen zufriedenstellend beantworten, für die sie eingerichtet wurden. Sie haben den Nachteil, daß man die Zunahme einer Art entdecken kann, die im umliegenden Vegetationstyp aber abnimmt (ROWELL, 1988), und sie erfassen nur einen kleinen Ausschnitt der tatsächlichen Vegetation im Untersuchungsgebiet. Dauerflächenuntersuchungen lassen relativ wenig Spielraum zu, sie zwingen uns zu raum-zeitlicher Exaktheit. Sie eignen sich im Vegetationsökologischen Monitoring gut für die Dokumentation auf der Ebene von Individuen und Populationen. Für Veränderungen auf der Landschaftsebene sollten Kartierungen und Fernerkundungsmethoden verwendet werden.

Im folgenden Kapitel wird die Dauerfläche öfter im engen Zusammenhang mit der Deckungsschätzung erwähnt, ohne die Methode immer explizit zu deklarieren. Die Dauerfläche für Frequenzmethoden weicht in einigen Punkten methodisch ab. Dazu finden Sie praktische Hinweise im Kapitel 4.18.

4.3.1 Definition

Die folgende Definition stammt von FISCHER & KLOTZ (1996).

Dauerbeobachtungsfläche (auch Dauerfläche, Dauerprobestflächen, Dauerquadrat, Probe-fläche, engl.: permanent plot):

Räumlich zusammenhängender, dauerhaft festgelegter, in der Regel markierter Ausschnitt einer Phytozönose, auf dem der Zustand der Vegetation (Bsp.: Artmächtigkeiten, Biomasse, Strukturmerkmale usw.) mit identischer Methode wiederholt erfaßt wird.

Zur Erläuterung: Die Flächengröße kann in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur stark variieren (wenige Zentimeter bis mehrere hundert Quadratmeter). Die Erfassungsmethoden sind frei wählbar, sie müssen der jeweiligen Zielsetzung entsprechen. Zeitintervall, Regelmäßigkeit und Zahl der Erhebungstermine sind ebenfalls frei und an der jeweiligen Fragestellung zu orientieren (nach FISCHER & KLOTZ, 1996 leicht verändert).

Eine begrifflich exakte Definition der Dauerfläche, die ohne Einschränkung für unterschiedliche Untersuchungs-Designs anwendbar ist, scheint kaum möglich. Besonders die Frage, ob eine Stichprobe in Form von räumlich getrennten (unabhängige) Flächen in ihrer Gesamtheit auch als eine Dauerfläche bezeichnet werden kann, schafft Definitionsprobleme. Der Autor schlägt vor, den Begriff Dauerfläche für eine räumlich zusammenhängende Fläche zu reservieren. Eine Stichprobe hingegen besitzt mehrere Stichprobenelemente (plots, Schätzflächen).

Dauerflächenrahmen können nicht nur horizontal auf die Vegetation gelegt werden, sondern auch vertikal aufgestellt, zur Strukturmessung herangezogen werden (CURTIS & BIGNAL, 1985, siehe Abb. 10f). Dadurch entsteht ein dreidimensionaler Dauerflächenraum.

Der Begriff „Monitoringfläche“ kann allgemeiner als der Begriff „Dauerfläche“ verwendet werden z. B. sowohl für eine markierte Dauerfläche als auch für das Untersuchungsgebiet.

4.3.2 Anforderungen an die Dauerfläche

Eine Dauerfläche sollte folgende grundlegende Kriterien erfüllen:

- Sie muß nach Jahren exakt wiederauffindbar sein.
- Die Anzahl, Größe, Unterteilung und Form muß der Fragestellung, der Aufnahmemethodik und den Auswertemöglichkeiten angepaßt sein.
- Sie muß entsprechend der Fragestellung richtig positioniert sein.
- Sie sollte bei der Aufnahme wenig gestört werden (Randeffekte durch Tritt, destruktive Erntemethoden).
- Thematisch zusammenhängende Dauerflächenpaare sollen in der Auswertung vergleichbar sein.

Diese Kriterien können nach der konkreten Fragestellung unterschiedlich gewichtet werden (MAAS & PFADENHAUER, 1994; GLANZ, 1986). In den folgenden Kapiteln werden diese Anforderungen detailliert dargestellt.

4.3.3 Form der Dauerbeobachtungs- und Schätzfläche

Die Flächenform beeinflusst die Randeffekte, den Vermarkungsaufwand, die Homogenität der Daten (BORMANN, 1953) und die figurale Wahrnehmung beim Schätzen (GLANZ, 1986, MUHLE, 1978). Theoretisch kann ausgetestet werden, welche Flächenform den zu untersuchenden Vegetationstyp am effizientesten beschreibt. Ein theoretisch vereinfachtes Beispiel dazu beschreibt BORMANN (1953) für einen Eichenwald (siehe. Abb. 9).

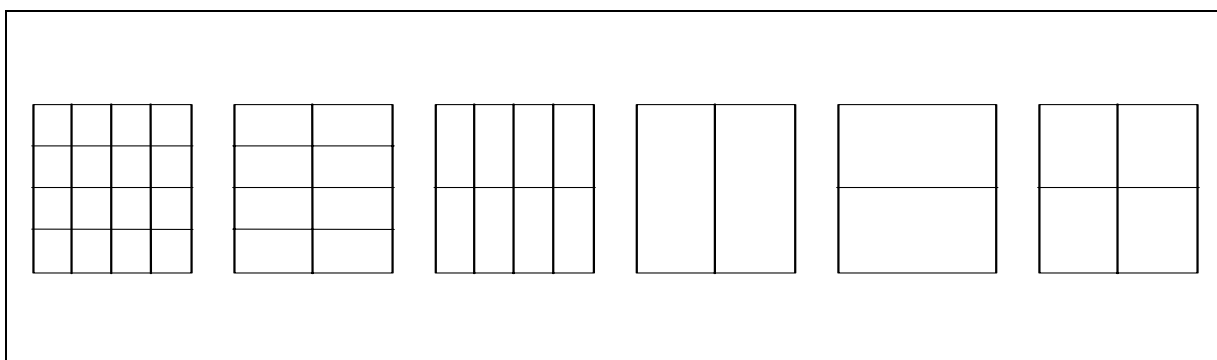


Abb. 9: BORMANN testete verschiedene Dauerflächenformen und -größen auf ihre Varianz (nach BORMANN, 1953).

Nach Untersuchungen, wo annähernd zwei ha Waldfläche ausgetestet wurden, zeigten langgestreckte schmale Formen (10 x 140 m und 4 x 140 m) die geringste Varianz in den Ergebnissen (siehe dazu Kapitel 4.3.3.4).

4.3.3.1 Das Quadrat (Abb. 10a)

Die gängige Dauerfläche ist quadratisch, weil uns diese Form intuitiv durch ihre Regelmäßigkeit anspricht, und sie leichter rechnerisch zu handhaben ist als der Kreis. Der Schätzvorgang im Quadrat ist mental leicht durchführbar, indem eine gedachte Unterteilung quadratische Bezugsflächen schafft. Niemand würde das Quadrat geistig in gleichmäßige Kreise unterteilen. Das Quadrat läßt sich durch die Markierung beider Diagonalepunkte eindeutig im Gelände markieren, sollte aber aus Gründen der sicheren Wiederauffindung an allen Eckpunkten markiert werden.

4.3.3.2 Der Kreis (Abb. 10e)

Der Kreis hat den Vorteil, daß er verglichen zur Fläche die kürzeste Randlinie besitzt (geringste Randeffekte, GLANZ, 1986) und durch die Markierung des Mittelpunktes den geringsten Vermarkungsaufwand besitzt (aus der Sicht einer redundanten Vermarkung aber ein Nachteil). Der Schätzvorgang im Kreis, ist zumindest anfangs, schwieriger. Die geistige Unterteilung beim Schätzen erfolgt in "Tortenstücke" oder bei niedrigen Deckungswerten auch in kleinen Quadraten. Der Probekreis wird sehr häufig in Waldökosystemen verwendet, wo die eingemessenen Rasterpunkte im Wald zugleich den Kreismittelpunkt markieren.

4.3.3.3 Das Rechteck (Abb. 10b)

Das Rechteck schneidet durch die langgestreckte Form oft Gradienten und erfaßt dadurch die Variabilität der Vegetation sehr effektiv. Ein langgestrecktes Rechteck ist außerdem in allen Punkten sehr gut von außen zugänglich (GLANZ, 1986), was beispielsweise der Mittelpunkt eines 4 m² großen Quadrates schon nicht mehr ist. Arbeitet man mit mehreren langgestreckten rechteckigen Probeflächen und legt diese bewußt über Vegetationsgrenzen, dann fällt die Varianz in der gesamten Stichprobe, weil die Vegetation mit weniger Flächen repräsentativer erfaßt werden kann (BORMANN, 1953). Allerdings muß beachtet werden, daß innerhalb eines Rechteckes die Varianz steigt, weil pro Fläche mehr Arten registriert werden, was zugleich die Arbeitsintensität in den Rechtecken steigert (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

4.3.3.4 Der Transekt (Abb. 10g-j)

Der Transekt wird nicht als Dauerfläche im engeren Sinn gesehen, sondern als eine spezielle Anordnung von mehreren Dauerflächen an einer Linie, entlang eines Gradienten (Bsp.: Feuchtigkeit). "Es zeigt sich dass (!) relativ wenige, aber in einem Transekt angeordnete Flächen mehr Informationen enthalten als viele Flächen willkürlich aufgerichtet" LONDO (1978). AUSTIN (1981) postuliert, daß aneinander grenzende Flächen notwendig sind, um Invasionsprozesse zu erkennen, und daß Mosaikstrukturen oft eine größere Ausdehnung besitzen als einzelne Quadrate.

Der klassische Transekt ist eine gerade Linie, an der meist quadratische Dauerflächen aufgereiht sind. Die Quadrate können durchgehend aufgereiht sein (Abb. 10g) oder nur in bestimmten Intervallen auftreten (Bsp.: jeden vierten Meter). BORMANN (1953) löste ein langgestrecktes Rechteck in kleinere Flächen auf und ließ dabei Lücken frei, die nicht länger als

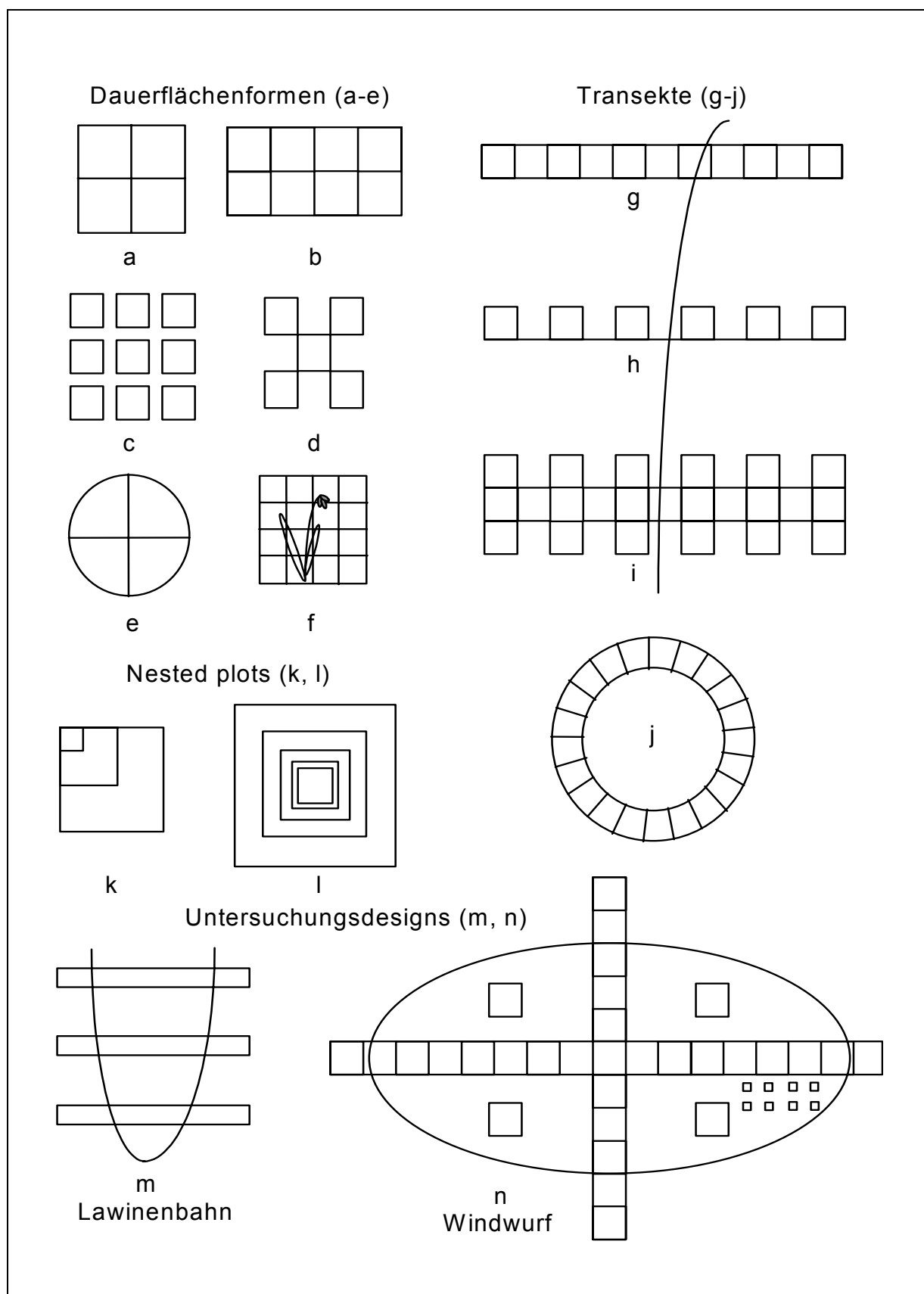


Abb.10: Beispiele für Dauerflächenformen und Transekte (Teile nach MAAS & PFADENHAUER 1994, MORRISON et al., 1995, CURTIS & BIGNAL 1985, FISCHER et al., 1990, FISCHER 1992).

die Breite des Rechteckes sein sollen. Es entsteht dadurch ein lückiger Transekt (Abb. 10h), womit aber bei gleicher Genauigkeit, nur die Hälfte der ursprünglichen Fläche beprobt werden mußte. Die Transektlinie folgt oft einem Umweltgradienten parallel, wie etwa der zunehmenden Bodenfeuchte eines Seeufers. Methodisch ist die Transektform ein hervorragendes Instrument, wenn Gradienten oder Verschiebungen der Vegetationsgrenzen bearbeitet werden sollen, weil auf kleinster Fläche ein Maximum an Diversität erhoben wird.

Das Transektprofil, das einem Gradienten folgt, wird zur Achse einer eindimensionalen direkten Ordinierung von Pflanzenarten (FRANKENBERG, 1982). KENT & COKER (1992) bezeichnen ein System aus Transekten, die bewußt über signifikante Vegetationsgrenzen gelegt werden, als "gradsect". Weiters können Transekte unabhängig von Gradienten als ein systematisches Erfassungsdesign eines Untersuchungsgebietes verwendet werden. FISCHER et al. (1990) und FISCHER (1992) verwenden zwei Transekte, die im rechten Winkel aufeinander stehen und sich im jeweiligen Mittelpunkt kreuzförmig treffen, um eine Windwurffläche zu untersuchen (Abb. 10n). Durch den kreuzartigen Verlauf zweier zusammenhängender Transekte sollen bewußt jene Umweltgradienten ausgeglichen werden, die in eine Richtung laufen. Das zeigt, daß Transekt designs nicht immer nur für Gradientenanalysen verwendet werden können, sondern auch als systematisches Design. Um eine Lawinenbahn zu beproben, legt FISCHER (1992) mehrere Transekte isohypsenparallel an (Abb. 10m).

PALMER & VAN DER MAAREL (1995) beschreiben einen kreisförmigen Transekt, der einer Spielzeugeisenbahn gleicht und benennen ihn "**trainsect**" (Abb. 10j). Dieser Kreistransekt ist für zwei Auswertemethoden konzipiert, (rotation-reflection-method, random shifts method), wobei die räumliche Korrelation in den Daten ausgeglichen werden soll, damit statistische Tests durchgeführt werden können. Für diese spezifischen Methoden darf der Transekt kein Ende besitzen. Die beiden Enden eines klassischen Transektes wurden daher zu einem Kreis verbunden.

SMITH et al. (1985) unterscheiden zwischen Linien-(line transect) und Gürteltransekt (belt transect).

Linientransekt

Beim Linientransekt wird zwischen zwei markierten Punkten eine Schnur gespannt und alle Pflanzen, die diese berühren, werden notiert. Als Variante können auch nur die Pflanzen dokumentiert werden, welche die Linie in einem regelmäßigen Intervall berühren (z. B. alle 50 cm). Diese Methode ist nicht sehr verbreitet. Die Dauerfläche wird hier in eine eindimensionale Linie transformiert.

Gürteltransekt (klassischer Transekt)

Bei dieser Methode werden entlang einer Linie Dauerflächen angeordnet, wobei die Flächen nicht unbedingt durchgehend angelegt sein müssen, sondern auch mit regelmäßigen Unterbrechungen angeordnet sein können (Abb. 10h).

4.3.4 Unterteilungen von Dauerbeobachtungsflächen

Die Dauerfläche wird häufig in mehrere Unterflächen (Teilflächen, Kleinquadrate, Zählflächen, subplots) geteilt, die dann im Aufnahmeverfahren bearbeitet werden (schätzen, zählen, messen) und einen eigenen Datensatz liefern. In der Praxis wird der Begriff "Dauerfläche" oft sehr verwirrend sowohl für das Untersuchungsgebiet, für die tatsächliche Dauerfläche als auch für die Unterteilungen einer Dauerfläche (subplots) verwendet. Eine einheitliche Verwendung ist kaum mehr zu erwarten.

In diesem Buch wird für die kleinste Dauerflächenunterteilung, die einen eigenen Datensatz liefert, der Begriff „**Schätzfläche**“ eingeführt. Der Begriff „Schätzfläche“ ist über die beiden Merkmale „kleinste Einheit“ und „eigener Datensatz“ eindeutig definiert. Wenn in der Fläche Messungen stattfinden, so könnte der Begriff „Meßfläche“ verwendet werden. Die Schätzfläche ist bei Deckungsschätzungen ein Maß für die methodische Genauigkeit der Aufnahme. Je kleiner die Schätzfläche, umso genauer ist die Deckungsschätzung möglich (bis zu einem gewissen Limit). Die Schätzfläche entspricht den kleinsten Teilflächen (plots, subplots). Eine Dauerfläche mit 4 m^2 , die nicht in Schätzflächen unterteilt ist und im Gesamten geschätzt wird, wird ungenauer geschätzt als die gleiche Flächengröße, die mit Hilfe von 100 Schätzflächen ($20 \times 20 \text{ cm}$) dokumentiert wurde. Die Dauerflächengröße ist aber in beiden Fällen 4 m^2 . Die Angabe "Schätzfläche = $0,5 \text{ m}^2$, Dauerfläche = 10 m^2 , Schätzskala = Londo" liefert ein nachvollziehbares Bild der Qualität der Datenerhebung. Damit wird vorstellbar, welche Vegetationsveränderungen überhaupt mit diesem Design erfaßt werden können.

Definition: Eine Schätzfläche ist die kleinste regelmäßige Unterteilung einer Dauerbeobachtungsfläche, die einen eigenen Datensatz liefert.

Anmerkung: Wird eine Dauerfläche nicht unterteilt, so ist sie zugleich Schätzfläche, weil sie den Datensatz liefert. Gitternetze, die nur als optische Schätzhilfe über eine Dauerfläche gelegt werden, ohne daß ein Datensatz in jeder Einzelzelle erhoben wird, sind keine Schätzflächen. Bei Frequenz-Methoden sind die Unterteilungen des Netzes die Schätzflächen, weil sie einen eigenständigen Wert liefern (Abb. 11).

Grundsätzlich ist die Größe der Dauerfläche ein Wert für die Differenz zum Minimumareal eines Vegetationstyps, die Schätzfläche aber ein Wert für die Genauigkeit der Schätzung und für das Auflösungsvermögen der Datensätze (teilweise nach ØKLAND et al., 1990).

Teilflächen müssen nicht immer als gleichmäßige, räumlich benachbarte Quadrate innerhalb einer Dauerfläche angelegt werden. Die Abbildung 10d zeigt beispielsweise die Anordnung von fünf Quadraten, die nur an den Eckpunkten des zentralen Quadrates verbunden sind. Zwischen den quadratischen Schätzflächen sind praktischerweise betretbare Flächen freigehalten. Genauso lassen sich größere Dauerflächen in Schätzflächen und Trittzonen unterteilen, damit die zentral gelegenen Schätzflächen aufgenommen werden können, ohne sie direkt betreten zu müssen (Abb. 10c). In diesem Design sind die Teilflächen wegen der Trittzonen nicht direkt miteinander verbunden, könnten also theoretisch auch weiter entfernt in einer homogenen Vegetationszone verstreut werden. Diese räumliche Trennung der Dauerfläche in getrennte Bestandteile, um Trampeleffekte zu vermeiden, führt zu Definitionsproblemen, weil nicht mehr klar ist, ob es sich um eine einzige Dauerfläche handelt, oder um mehrere, die eng aneinander liegen. Hier sollte die räumliche Autokorrelation berücksichtigt werden, womit gemeint ist, daß sich benachbarte Stichprobenpunkte mehr gleichen, als auf Grund noch so detaillierter Standortsmessungen zu erwarten wäre (WILDI 1986). Die Entfernung der Flächen zueinander spielt also eine Rolle.

Es ist möglich, in einem homogenen Vegetationsbestand eine $4 \times 4 \text{ m}$ große Dauerfläche in 16 gleiche Schätzflächen zu unterteilen (je 1 m^2). Verteilt man diese 16 Schätzflächen zufällig im gleichen Vegetationstyp, so sind sie voneinander unabhängig, und niemand würde ihre Gesamtheit als Dauerfläche bezeichnen. Die einzelnen Schätzflächen einer einzigen Dauerfläche sollten nur so weit getrennt sein, daß eine räumliche Autokorrelation noch erkennbar gegeben ist.

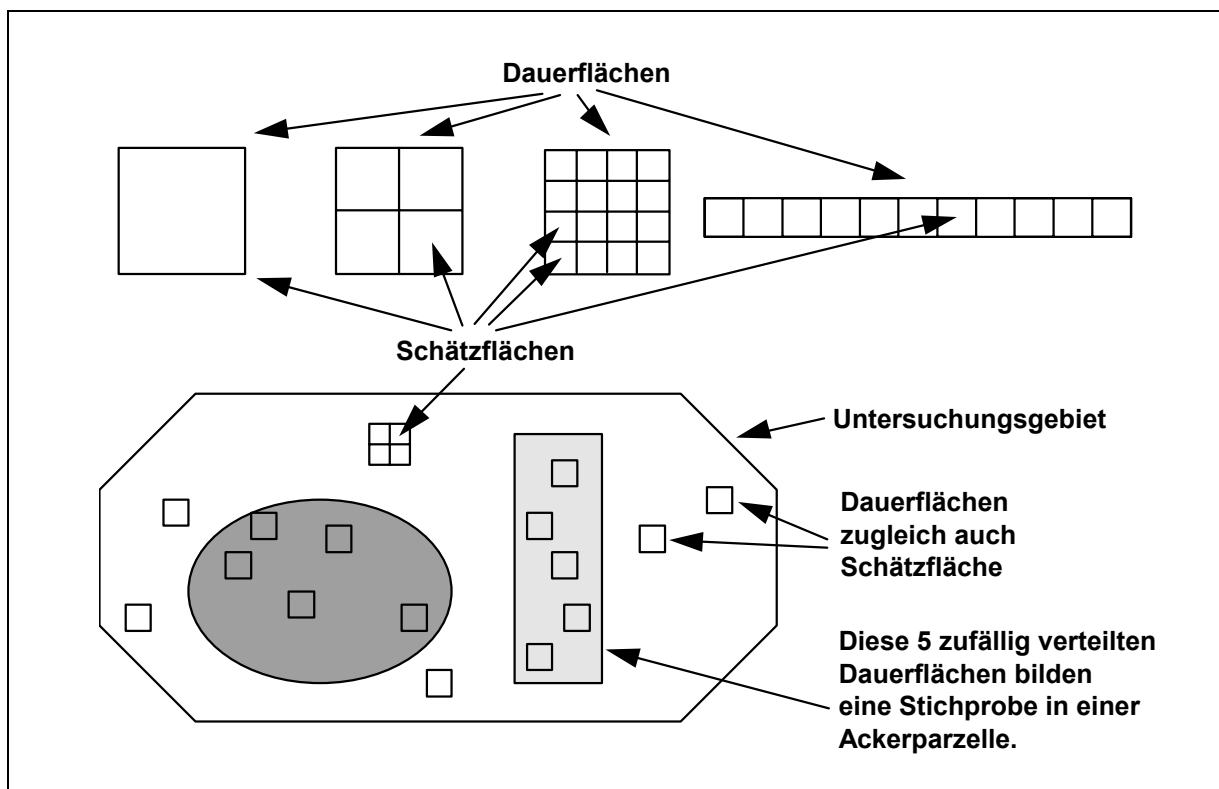


Abb. 11: Was ist eine Schätzfläche, eine Dauerfläche und das Untersuchungsgebiet?

4.3.5 Verschachtelte Dauerbeobachtungsflächen (nested plots)

Vereinzelte werden auch ineinander verschachtelte Dauerflächen (nested plots, nested quadrats) verwendet (nach MORRISON et al., 1995 aus BUNCE & SHAW, 1973 und OUTHRED, 1984; ROWELL, 1988).

Es werden dabei von einem kleinen Quadrat ausgehend immer größere Dauerflächen übereinandergelegt, sodaß das Design verschachtelt aussieht (siehe Abb. 10k, I.). MORRISON et al. (1995) empfehlen dafür eine geometrische (1, 2, 4, 8, 16, 32 Flächeneinheiten) oder semi-geometrische (1, 2, 5, 10, 20, 50) Größenzunahme der Unterteilungen. Es gibt hier mehrere Möglichkeiten der Aufnahme, wobei meist von innen beginnend (zentrifugal) ringförmig aufgenommen wird, also alle kleineren Fläche nicht mehr mitgezählt werden. Sehr häufig wird im innersten (kleinsten) Quadrat eine genaue visuelle Schätzung oder ein presence/absence-Verfahren durchgeführt, während in den größeren Quadraten nur mehr die zusätzlichen Arten notiert werden, die nicht im kleinsten Quadrat vorhanden waren. Da die Teilflächen unterschiedliche Größen haben, ist die Frequenz logarithmisch mit der Pflanzendichte korreliert. Für die "nested plots" wurden spezielle Aufnahmeverfahren entwickelt. Vergleiche dazu die "frequency score"-Methode und die "importance score"-Methode im Kapitel 4.18.3.1 und 4.18.3.2 (Frequenzmethoden). In bestimmten Fällen können mit dieser Methode größere Flächen bei gleichem Zeitaufwand aufgenommen werden als mit gängigen (gleichgroßen) Dauerflächen. Dieses Design steht mit der oft gestellten Forderung in Konflikt, daß alle Teilflächen einer Dauerfläche in Form und Größe gleich sein sollten.

4.3.6 Größe der Dauerbeobachtungs- und Schätzflächen

Die gängige Methode der Sukzessionsforschung ist die räumliche Fixierung von vegetationsökologischen Daueraufnahmeflächen von mindestens der Größe des Minimumareals (FISCHER et al., 1990 nach SCHMIDT, 1974; MORRISON et al., 1995). Das ist ein möglicher Ansatz, der stärker auf die Dauerfläche als auf die Schätzfläche bezogen ist.

Die Flächengröße von Dauer- und Schätzfläche sollen sich an

- Vegetationsstruktur
- Fragestellung
- Individuengröße
- Minimumareal
- Schätzskala
- Aufnahmemethode

orientieren.

Ein möglicher Zugang zur Ermittlung der Dauerflächengröße orientiert sich an der Größe des Minimumareals einer Pflanzengesellschaft. Es wird dann erreicht, wenn in einem homogenen Bestand trotz Vergrößerung der Aufnahme­fläche keine neuen Arten mehr hinzukommen. Das Minimumareal ist die kleinste Fläche, in der die Artenzusammensetzung der untersuchten Gesellschaft adäquat repräsentiert ist (GLANZ, 1986; MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). In der Praxis wird das Minimumareal meist nicht vor jeder Aufnahme ermittelt, denn es gibt grobe Richtwerte für unterschiedliche Vegetationstypen, an die man sich halten kann (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Tab. 6: Richtwerte für das Minimumareal.

Vegetationstyp	Flächengröße in m ²
Wald	200-500
Unterwuchs	50-200
Trockenes Grünland	50-100
Mähwiese	10-25
Zwergstrauchheide	10-25
Gedüngte Weide	5-10
Segetalgesellschaften	25-100
Moosgesellschaften	1-4
Flechtengesellschaften	0,1-1

Das Minimumareal enthält einen Großteil der Bestandesinformation und ist daher repräsentativ für den Gesamtbestand. Allerdings ist die Größe des Minimumareals für die feinanalytischen Schätzskalen meist zu groß und das Minimumareal wird in mehrere Teilflächen aufgeteilt, die sich ausreichend genau bearbeiten lassen. Das Minimumareal von 100 m² läßt sich in 100 Teilflächen mit 1 m² Flächengröße aufteilen, oder aber beispielsweise in 25 Teilflächen mit 4 m² Größe. Je homogener der Bestand, umso geringer das Minimumareal, und umso weniger Fläche muß bearbeitet werden (MAAS & PFADENHAUER, 1994). Liegt man, wie sooft, unter der Größe des Minimumareals, so sind die Vegetationsveränderungen, die man aufzeichnet, nicht vollständig repräsentativ für den Gesamtartenbestand, aber es bleiben reale Vegetationsveränderungen. In der Interpretation darf man dann nur mit einer gewissen

Wahrscheinlichkeit von der Vegetationszusammensetzung des Dauerquadrates auf den gesamten Vegetationstyp schließen. Man kann durch die empirische Analyse des Minimumareals den Intensitätsgrad seiner Aufnahme fläche ermitteln (Bsp.: nur 80 % der Arten vorhanden). Diese Methode zur Ermittlung der Flächengröße ist aber nicht mit den Anforderungen der statistischen Repräsentativität zu verwechseln, die die Varianz der Stichprobe prüft.

Die Größe der Schätzfläche muß sich weiters an der Pflanzengröße orientieren, und es sollten mehrere Individuen in ihr Platz haben.

Wenn nun die Dauerfläche an der Größe des Minimumareals orientiert wird, so muß die Größe der Schätzflächen an der Fragestellung, der räumlichen Vegetationsstruktur und der Untersuchungsparameter orientiert werden. Je feiner die Vegetationsveränderungen sind, die erkennbar sein sollen, umso kleiner die Schätzflächen und umso feiner die Skala. Kleinere Flächen lassen sich genauer und schneller schätzen (MUELLER-DOMBOISE & ELLENBERG, 1974).

Als ungefähre Richtwerte der Schätzflächengröße (für visuelle Deckungsschätzung) werden in Tab. 7 folgende Flächengrößen empfohlen. Diese Flächengrößen werden in der Praxis häufig verwendet und orientieren sich großteils an der Vegetationsstruktur. Für bestimmte Fragestellungen können die Flächengrößen durchaus über- oder unterschritten werden; z. B. arbeitete GRABHERR et al. (1988) mit 2 x 2 cm Schätzquadraten für Renaturierungsversuche in alpinen Hochlagen.

Tab. 7: Empfohlene Schätzflächengrößen.

Lebensraum	Flächengröße in m ²
Wälder, Baumschicht	10 x 10-50 x 50
Wälder, Krautschicht	1 x 1-2 x 2
Gebüsche	4x4-10 x 10
Moore	0,1 x 0,1-1 x 1
Grünland	1 x 1-2 x 2
Hochgebirge	0,5 x 0,5-1 x 1
Epiphytische Flechten und Moose	0,1 x 0,1-0,5 x 0,5
Heiden	2 x 2-4 x 4

Flächengrößen unterhalb von 1 m² werden nur für Detailfragen der Autökologie empfohlen, bzw. für Pflanzengesellschaften mit sehr kleinem Minimumareal (Lückenbüßer, Zwergbinsengesellschaften).

Schätzflächen für die Mustererkennung (Interaktionsmuster von Pflanzenarten) müssen in der Größe streng an den untersuchten Vegetationsmustern orientiert werden. Die folgende Abb. 12 zeigt drei verschiedene Größen von Schätzflächen, wobei nur eine für die Mustererkennung optimal dimensioniert ist. Die Flächengröße Nr. 1 reicht gerade aus, um eine einzige Art zu enthalten, während in Flächengröße Nr. 3 fast immer alle drei Arten enthalten sind. Die geklumpfte Musterbildung von Art A und Art B wird nur durch die mittlere Quadratgröße (2) am besten erfaßt.

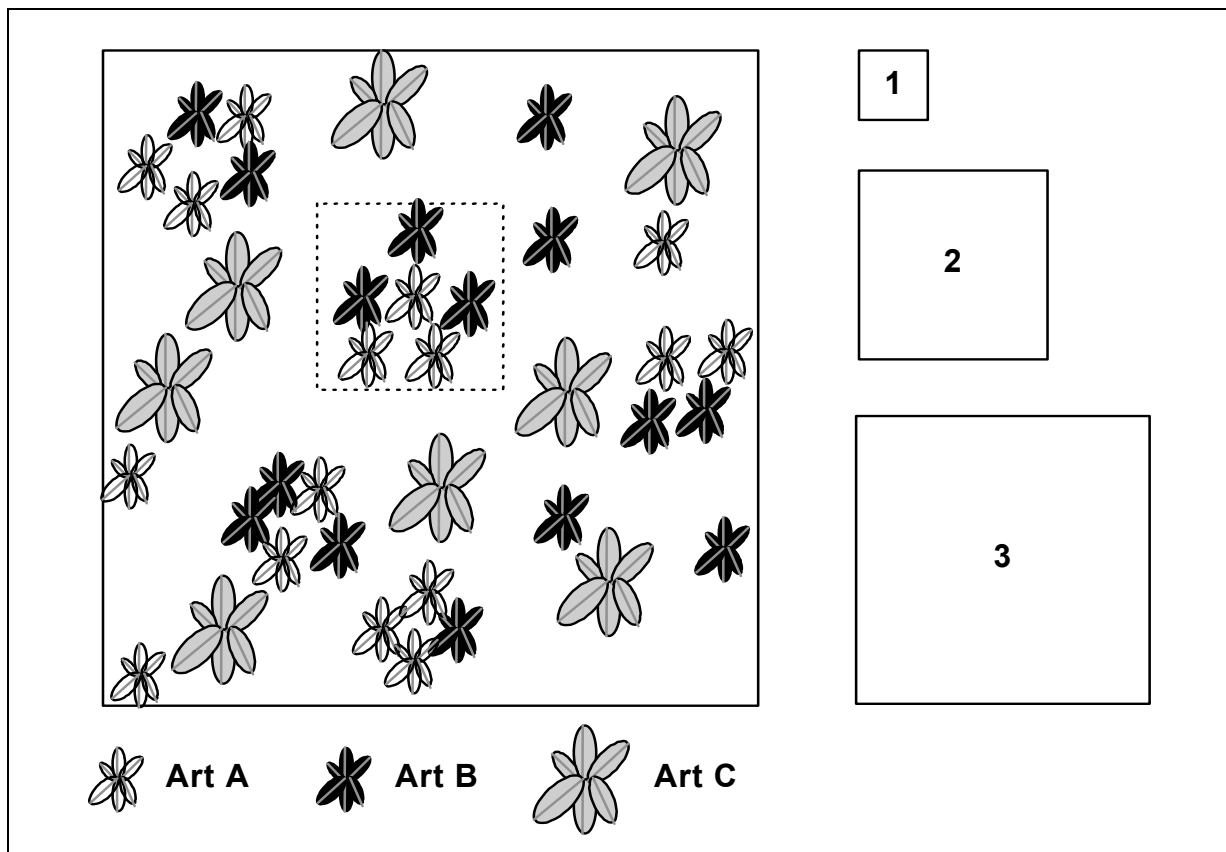


Abb. 12: Auswahl der effektivsten Schätzflächengröße für Mustererkennung (nach KENT & COKER, 1992 zitiert aus KERSHAW & LOONEY, 1985).

4.4 Samplingdesign und Dauerflächenplazierung

Ein Samplingdesign legt die Untersuchungsflächen und die Methoden fest, um die Vegetation im Untersuchungsgebiet zu beschreiben. Für die Durchführung von Monitoringprojekten muß neben der räumlichen (Gebietsbeschreibung) auch die zeitliche (Dauerbeobachtung) Samplingintensität des Designs berücksichtigt werden.

Die **räumliche Komponente** beschreibt die Bestandteile des Gebietes und ihre räumliche Verteilung. Es wird geklärt, was in dem Gebiet überhaupt vorhanden ist. Dieser Schritt hängt nicht primär mit einer Dauerflächenuntersuchung zusammen, sondern ist die reine Grundlagenerhebung eines Gebietes. Die räumliche Komponente definiert aber die flächigen und inhaltlichen Bezugsgrößen, die in einer Zeitreihe untersucht werden. Die Ergebnisse sollen auf diese Bezugsgröße übertragbar sein.

Die **zeitliche Komponente** kommt bei Monitoringprojekten hinzu und beschreibt die Veränderung der Bestandteile des Untersuchungsgebietes in Raum und Zeit. Im wesentlichen muß festgelegt werden, wo wieviele Flächen in welcher Größe vorhanden sein müssen, damit Vegetationsveränderungen wahrgenommen werden können.

Die räumliche Komponente (Gebietsbeschreibung) kann völlig getrennt von dem Dauerbeobachtungsdesign durchgeführt werden. Beispielsweise dient eine Kartierung zur flächigen Gebietsbeschreibung und die Dauerflächen werden nach dieser Erhebung in unterschiedliche Kartierungstypen gelegt. Andererseits kann aber bei einem zufälligen oder systematischen Design die Gebietsbeschreibung mit einer Stichprobe durchgeführt werden, die für das Moni-

toringprojekt als Dauerflächen weiterverwendet werden. Es wird in diesem Fall ein Sampling-design gewählt, daß sowohl die räumliche Gebietsbeschreibung liefert und gleichzeitig geeignet ist, dessen zeitliche Variabilität wiederzugeben.

Ohne Kenntnis des Gebietes kann keine Daueruntersuchung stattfinden, weil nicht klar ist, was untersucht werden soll. In der Praxis liegt oft schon eine Gebietserhebung vor, die dann auf ihre Eignung für die Monitoringfragestellung geprüft werden muß.

Gebietskartierungen auf Basis von Pflanzengesellschaften, Strukturtypen, Nutzungstypen oder pflanzensoziologische Tabellen, eignen sich als Grundlagen für Dauerbeobachtungen.

Stützt man sich beispielweise auf eine Kartierung und legt Dauerflächen in diese definierten Kartierungseinheiten, so werden die Ergebnisse dieser Dauerflächen, bis zu einem gewissen Grad, für die ganze Kartierungseinheit übertragbar. Es ist daher eine wichtige Entscheidung, ob man Gebietsgrundlagen übernimmt, überarbeitet oder neu schafft.

Daraus leitet sich ab:

Das Untersuchungsdesign bestimmt die räumliche und inhaltliche Reichweite der Ergebnisse. Ein Monitoringprojekt kann ohne geeignete Gebietsgrundlagen nicht sinnvoll durchgeführt werden.

Es stehen mehrere Alternativen für das Erhebungsdesign zur Verfügung, und es muß wieder auf mehreren Ebenen zwischen objektiven, subjektiven und statistischen Ansätzen gewählt werden.

Grundsätzlich muß die **Grundgesamtheit** abgegrenzt werden. Es muß daher festgelegt werden, welche flächenhafte Gültigkeit die Ergebnisse besitzen sollen (WILDI, 1986). Laufen etwa Straßen durch das Untersuchungsgebiet, können diese aus der Untersuchungsfläche gestrichen werden, weil sonst bei zufälliger Flächenverteilung Dauerflächen darauf liegen könnten. Die Grundgesamtheit wäre also jenes Gebiet, für das die Untersuchungsergebnisse Gültigkeit besitzen.

4.4.1 Samplingstrategien zur Gebietsbeschreibung

Wenn die Untersuchungsfläche größer als die tatsächliche Dauerfläche ist, so muß die Flächenauswahl systematisch, zufällig oder stratifiziert zufällig erfolgen MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974), wenn man die Übertragbarkeit der Ergebnisse anstrebt. Selbst dann, wenn für die Auswertung keine Methoden der schließenden Statistik verwendet werden, muß die Versuchsplanung den statistischen Grundsätzen folgen (WILDI, 1986), weil nur dann ausgedrückt werden kann, ob die Ergebnisse für das Untersuchungsgebiet gültig sind.

Ist der Untersuchungsschwerpunkt eine 2 ha große Grünbracheparzelle mit einheitlicher Vegetation, so kann diese leicht beprobt werden, sowohl über subjektive Flächenauswahl, über Orientierung am Minimumareal oder über die Festlegung der Varianz in der ganzen Parzelle. Das Design steht immer im Bezug zur Größe des Untersuchungsgebietes und der Fragestellung.

Sollen Aussagen über die Veränderungen eines größeren Gebietes gemacht werden, wo neben Wäldern, Wiesen auch Bachvegetation vorkommt, so kann im Optimalfall das ganze Gebiet statistisch beprobt werden. Meist werden aber subjektive Untersuchungseinheiten auf Basis von Individuen, Populationen, Pflanzengesellschaften, Strukturtypen, funktionellen Systemen oder Landschaftsteilen ausgewählt (kartiert).

Die Beprobung größerer Gebiete erfordert streng genommen eine statistisch abgesicherte Verteilung der Probeflächen, in der die Variabilität des Lebensraumes objektiv festgelegt wird. Bereits hier erfolgt fast immer eine subjektive Stratifizierung, indem Vegetationseinheiten definiert werden, mit deren Hilfe eine Vegetationskarte erstellt wird.

Einen computergestützten Vergleich der unterschiedlichen Samplingstrategien führte REITER (1993) durch und betonte, daß keine Methode der Datenanalyse so ausgeklügelt sein kann, um die Schwächen der Datenerhebung (Sampling) auszugleichen. REITER (1993) hat die Grundgesamtheit vollständig erhoben und konnte dadurch die unterschiedlichen Samplingstrategien, die ja von der Stichprobe auf das Gesamtgebiet schließen, objektiv bewerten.

NELDER et al. (1995) stellt in seiner Publikation fünf Methoden vor, um das Samplingdesign mittels Geographischem Informationssystem (GIS), zu überprüfen.

4.4.1.1 Zufällige Flächenauswahl (random sampling)

Flächen werden unter Ausschaltung der Subjektivität zufällig verteilt. Jeder Punkt im Raum hat die gleiche Chance durch eine Dauerfläche erhoben zu werden. Das bringt zwei Vorteile:

- Die Daten können statistischen Tests unterzogen werden.
- Die Varianz der Stichprobe kann errechnet werden.
(nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974, BORMANN, 1953)

Dahinter steht die Annahme, daß die Verteilung der Arten einer Normalverteilung folgt und daher mit Wahrscheinlichkeiten zu berechnen ist. Die räumlichen Abhängigkeiten (z. B. Klumpung) von Vegetationsbeständen stellen das größte Problem der statistischen Tests dar, die auf der zufälligen Beprobung aufbauen (PALMER & VAN DER MAAREL, 1995). Es kann also passieren, daß Vegetationselemente, die nicht zufällig verteilt sind, nicht ausreichend erfaßt werden.

Als Kritikpunkt daran findet AUSTIN (1981), daß ein zufälliges Samplingdesign nur etwas über die durchschnittlichen Veränderungen aussagt. Raum-zeitliche Mosaik können nicht erfaßt werden. Meist müssen im Gegensatz zu systematischen oder subjektiven Designs mehr Flächen angelegt werden, um die gleiche statistische Signifikanz zu erreichen. Mit Transektformen, die bewußt über Grenzen gelegt werden, gelang es den gleichen Standardfehler zu erreichen und dabei weniger als die Hälfte der Untersuchungsfläche wie mit zufälligen quadratischen Schätzflächen zu beproben (BORMANN 1953).

Die Subjektivität wird ausgeschaltet, indem das Gebiet mit einem Koordinatensystem überlagert wird. Jeder Punkt in der Fläche besitzt eine x und y Koordinate. Mittels Zufallsgenerator oder fertiger Zufallstabellen werden die einzelnen Koordinaten festgelegt und diese zufällig ermittelten Punkte dann im Gelände beprobt.

Bewertung nach REITER (1993):

- Der Samplingaufwand ist sehr groß (ein Drittel der Gesamtfläche mußte beprobt werden), und an bestimmten Punkten kommt es zu Over- und Undersampling.
- Das Auffinden der zufällig gewählten Flächen im Gelände ist zeitaufwendig.

4.4.1.2 Systematische Flächenauswahl (systematic sampling)

Über das Untersuchungsgebiet wird ein systematischer Raster gelegt und jeder Rasterpunkt beprobt (siehe Abb. 13 D). Durch dieses Design wird die Variation der Vegetation objektiv erfaßt, weil die Punktwahl nicht subjektiven Kriterien unterliegt. Meist wird dazu ein quadratisches Koordinatensystem über die Fläche gelegt und dessen Kreuzungspunkte beprobt. Ein systematisches Design mit gleichen Abständen der Probepunkte wird durch ein Netz aus gleichseitigen Dreiecken gebildet (siehe Abb. 13 F).

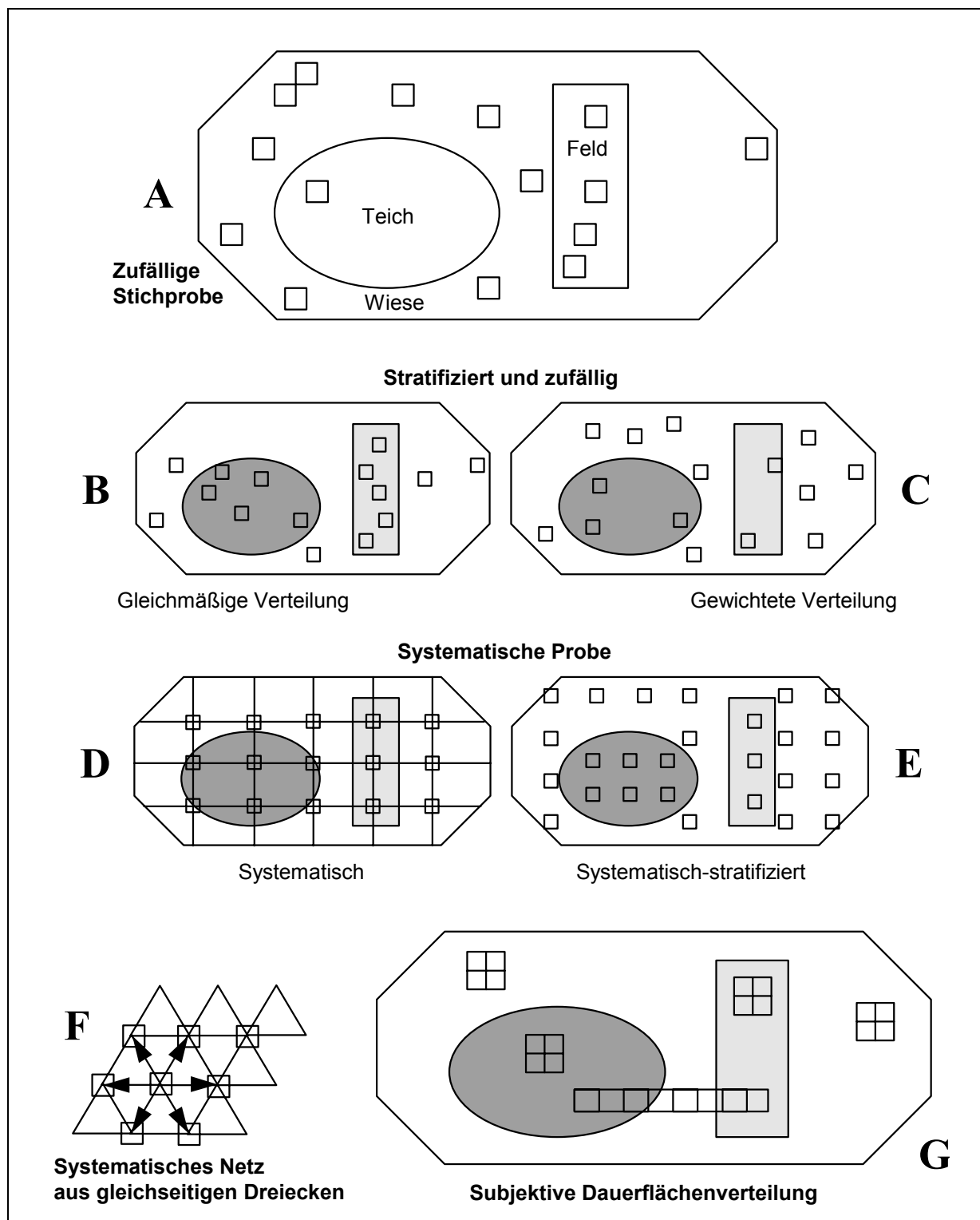


Abb. 13: Samplingstrategien:

A = zufällig,

B = stratifiziert und in jedem Stratum zufällig mit je 5 Quadraten (stratified random),

C = stratifiziert und zufällig, aber subjektiv gewichtete Stichprobe,

D = systematische Flächenanlage, mit Gitternetz,

E = systematisch stratifiziert, wo in den Straten systematisch erhoben wird,

F = systematische Flächenanlage mit Gitter aus gleichseitigen Dreiecken,

G = subjektive Festlegung mehrere Flächen und eines Transektes (Teile nach WILDI, 1986).

Auch bei der systematischen Flächenauswahl kann eine Stratifizierung vorgeschaltet sein (systematische stratifizierte Stichprobenerhebung nach WILDI, 1986). Jedes einzelne Stratum wird dabei mit einem systematischen Netz beprobt (siehe Abb. 13 E).

Die systematische Probennahme ist nicht so anfällig gegen Vegetationsklumpungen, wie die zufällige Probennahme. Allerdings ist das Vorhandensein eines systematischen Musters (regelmäßige Anpflanzungen) im Untersuchungsgebiet ein Problem, weil ein Teil der Variabilität nicht erfaßt wird (REITER, 1993). Zu dicht angelegte Stichprobenpunkte können zu Pseudoreplikationen führen (REITER, 1993 zitiert aus WIEGLEB, 1991) und werden zusätzlich durch die räumliche Autokorrelation (WILDI 1986) beeinflusst. BROWN, A. (CCW, Wales mündl.) vergleicht das Problem der Pseudoreplikationen mit einer Umfrage, in der einer Person zehn Mal die gleiche Frage gestellt wird. Bei der Auswertung verfährt man aber so, als ob man eine Umfrage durchgeführt hätte, in der zehn verschiedenen Personen die gleiche Frage gestellt wurde.

4.4.1.3 Stratifizierte Zufallsauswahl (stratified random sampling)

Dieser Ansatz ist ein Kompromiß zwischen subjektiver und zufälliger Probennahme. In einem ersten Schritt wird das Untersuchungsgebiet in Untereinheiten aufgeteilt (Stratifizierung). Die Stratifizierung kann systematisch (gleich große Quadrate) oder nach ausgewählten ökologischen Parametern (Höhenlinien, Vegetationsgrenzen) erfolgen. In jeder Untereinheit (Stratum) findet dann eine zufällige Stichprobenentnahme statt. Eine Anwendung von statistischen Tests innerhalb der Straten ist möglich. Die Unterteilung in Straten vermeidet, daß bestimmte Bereiche nicht in der Stichprobe enthalten sein könnten, weil sie nicht durch einen zufälligen Probepunkt getroffen werden. Die Anzahl der Proben in den Unterteilungen sollte möglichst gleichberechtigt sein, kann aber auch proportional zum Flächenanteil, oder nach Bedeutungskriterien verteilt werden (WILDI, 1986; siehe Abb. 14).

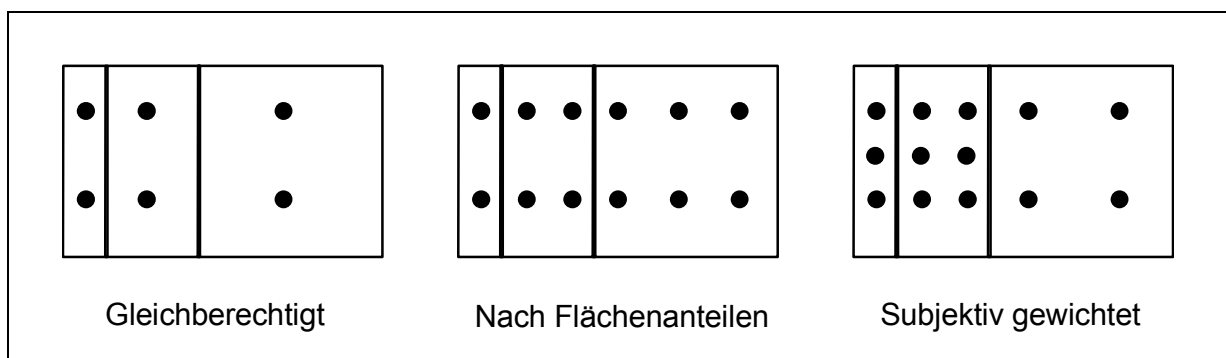


Abb. 14: Verteilung der Stichproben in den Straten (nach WILDI, 1986).

Die praktische Stichprobenpositionierung kann auch mit Hilfe von Varianzberechnungen durchgeführt werden. Mehrere Standortsfaktoren werden mit Vorerhebungen oder Fernerkundungsdaten verschnitten. Dann wird für alle möglichen Stichprobenpunkte und Parameter die Varianz ermittelt. Der Parameter mit der höchsten Varianz wird für die Stratifizierung herangezogen, wobei die Stichproben innerhalb der Straten zufällig verteilt werden.

Ein Beispiel dafür wurde von GRABHERR et al. (1993) mit dem "**sample-based variance estimator**" (REITER, 1993 zitiert aus COCHRAN, 1977 und SCOTT & KÖHL, 1993) durchgeführt.

$$v(Y) = \sum \frac{N_j}{N} \times \frac{N_j - n_j}{N} \times \frac{s_j^2}{n_j}$$

N_j = Anzahl der Punkte im Stratum

N = Gesamtanzahl der Straten im Untersuchungsgebiet

n_j = Anzahl der gewählten Punkte im Stratum

s_j^2 = Varianz eines gewählten Faktors im Stratum j

Es wird sowohl die Gesamtzahl der Straten als auch die Anzahl aller potentiell möglichen Stichprobenpunkte in die Auswahl einbezogen (REITER, 1993).

Bewertung:

Stratifizierte Zufallsauswahl wird häufig verwendet und oft empfohlen, weil sie eine kosteneffiziente Kombination von Objektivität und Subjektivität darstellt.

4.4.1.4 Subjektive Gebietsbeschreibung

Das Gebiet wird nach der pflanzensoziologischen Methode erhoben und aufgrund der Klassifizierung in Kartierungseinheiten (Straten) aufgeteilt. Das kann auf Basis von Pflanzengesellschaften, aber auch mit definierten Vegetationstypen erfolgen, die z. B. die Struktur stärker gewichten. In den homogenen Straten werden Dauerflächen angelegt. Meist werden dazu Bereiche ausgewählt, die für die Beantwortung der Fragestellung subjektiv als geeignet empfunden werden. Die Positionierung kann nach Homogenitätskriterien der Vegetation erfolgen oder bewußt scharfe Vegetationsgrenzen überschneiden. Die Dauerflächen können sich nach der Größe des Minimumareals richten oder oft nur einen Bruchteil davon abdecken.

STAMPFLI (1991) meint, daß subjektiv platzierte Dauerflächen für das Aufzeigen von Veränderungen aus ökonomischen Gründen besser geeignet sind als Zufallsstichproben, welche hingegen statistisch überprüfbar sind. Die subjektive Flächenauswahl erfordert geringen Markierungsaufwand und die Bestandesentwicklung kann repräsentativ erfaßt werden. Eine objektive Übertragbarkeit der Ergebnisse über die Grenzen der Dauerfläche hinaus ist nicht möglich, aber sehr wohl eine subjektive.

Bewertung:

Die subjektive Flächenauswahl ist zeitsparend, weil zur Gebietsbeschreibung meist weniger Flächen angelegt werden, und berücksichtigt die Erfahrung des Bearbeiters. Das Gebietsinventar wird bei geschulten Bearbeitern gut und schnell erfaßt.

Der Nachteil liegt in der fehlenden Nachvollziehbarkeit. Übergangsphasen, die nicht in das subjektive Konzept passen, werden oft bewußt nicht aufgenommen.

4.4.2 Anforderungen der schließenden Statistik an das Untersuchungsdesign

Ein statistisches Design erlaubt die nachvollziehbare Extrapolation der Ergebnisse von einer Stichprobe auf das gesamte Untersuchungsgebiet.

Die statistischen Anforderungen an ein Monitoringprojekt treten in mehreren Ebenen auf:

- **Zufällige Dauerflächenverteilung zur nachvollziehbaren Beschreibung des Gebietsinventars.**

Die Frequenz von objektiven Vegetationseinheiten im Gebiet wird festgestellt. Dadurch entsteht eine Typisierung der Vegetation, ohne die subjektive Komponente der Pflanzensoziologie. Die Ergebnisse können auf das gesamte Untersuchungsgebiet extrapoliert werden. Dieser Untersuchungsteil ist nicht an eine Zeitreihe gebunden.

- **Statistische Festlegung der Stichprobengröße aufgrund der Homogenität (oder Varianz) in der Vegetation (Samplingintensität).**

Wieviele Stichproben werden benötigt, um das Gebiet zu beschreiben und eine definierte Änderung mit festgelegter Sicherheit nachzuweisen? Welche Vegetationsveränderungen können nicht mehr auf die Varianz in der Vegetation zurückgeführt werden?

- **Statistische Datenauswertung**

Die erhobenen Daten werden mit mathematisch-statistischen Auswertemethoden nachvollziehbar bearbeitet. Die statistische Signifikanz von festgestellten Veränderungen kann überprüft werden.

Zusammengefaßt kann man sich in folgenden Fragen für den statistischen Ansatz entscheiden:

- Welche Vegetationselemente enthält das Untersuchungsgebiet?
- Welche Vegetationsveränderungen können voraussichtlich festgestellt werden?
- Welche Veränderungen sind statistisch repräsentativ?

Streng genommen müssen alle drei Fragenkomplexe nach statistischen Kriterien erfüllt werden, weil nur dann eine vollständige Reproduzierbarkeit der Ergebnisse auf das ganze Untersuchungsgebiet gegeben ist.

In der Praxis von angewandten Projekten wird meist eine Kombination aus subjektiven Designs mit objektiven Elementen verwendet.

Auf eine objektive Gebietsbeschreibung wird meist verzichtet, weil die Untersuchungsobjekte (Bsp.: Halbtrockenrasen) pflanzensoziologisch oder mit Strukturtypen festgelegt werden.

Die Plazierung der Dauerflächen erfolgt selten zufällig, bei räumlich eingeschränkten Projekten meist subjektiv und bei Projekten mit mehreren Untersuchungsgebieten oft systematisch.

Statistische Signifikanztests werden einerseits bei grundlagenwissenschaftlichen Arbeiten mit einer sowohl thematisch als auch räumlich sehr eingeschränkten Fragestellung durchgeführt. Ein Beispiel dafür wäre die Untersuchung der Auswirkung von drei Düngevarianten auf einen Magerwiesentyp. Diese Fragestellung läßt sich mit der zeitaufwendigen Punkt-Quadrat-Methode und einer statistisch abgesicherten Stichprobengröße gerade noch realisieren.

Bei der Projektplanung sollte auf jeden Fall geprüft werden, wo die schließende Statistik effizient eingesetzt werden kann.

4.5 Sampling

von Andreas Traxler und Albert Rosenberger

4.5.1 Samplingstrategie

Um Veränderungen in der Vegetation stichhaltig feststellen zu können, stehen dem Wissenschaftler grundsätzlich drei Wege offen:

4.5.1.1 Vollerhebung

Beobachtet wird das gesamte Untersuchungsgebiet über den gesamten Untersuchungszeitraum. Diese Methode ist zeit- und kostenintensiv, führt aber als einzige zu 100 %ig gesicherten Aussagen.

In der Regel wird es aber nicht möglich sein, die gesamte Population ausgewählter Arten abzuzählen, um über die Veränderungen der Vegetation eines Gebietes eine Aussage treffen zu können. Man wird sich daher auf die Beobachtung einiger, kleinerer, repräsentativer Flächen beschränken.

4.5.1.2 Subjektive Auswahl

Der Wissenschaftler sucht subjektiv platzierte Dauerflächen aus und beschränkt sich darauf, nur Veränderungen der Vegetation innerhalb dieser Flächen zu dokumentieren.

Durch dieses Vorgehen wird der Studienaufwand gegenüber der Vollerhebung verringert. Jedoch können die Ergebnisse nicht auf das Untersuchungsgebiet projiziert werden, da nicht gesichert ist, daß diese Dauerflächen das gesamte Gebiet in allen Einzelheiten repräsentieren. Das heißt: die Aussagen sind nicht zu verallgemeinern und beziehen sich nur auf die erhobene Dauerfläche.

4.5.1.3 Randomisierte Auswahl

Die zu beobachtenden Flächen werden zufällig im Untersuchungsgebiet platziert. Die Ergebnisse der beobachteten Vegetationsveränderungen können nun mittels schließender Statistik auf das gesamte Gebiet verallgemeinert werden. Diese Aussagen sind jedoch nur mehr mit einer bestimmten Vertrauenswahrscheinlichkeit (Signifikanzniveau) möglich, üblicherweise mit einer 95 %igen, 99 %igen oder 99.9 %igen Sicherheit.

Die Nachvollziehbarkeit der Studie bleibt trotz zufälliger Auswahl erhalten, solange die Methode der Randomisierung beschrieben wird.

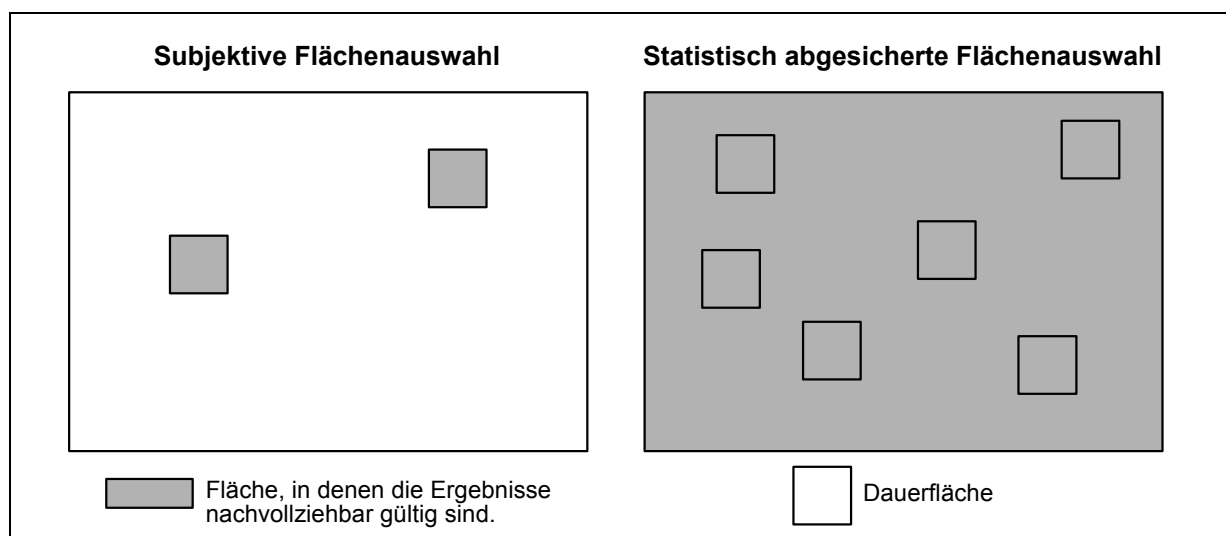


Abb. 15: Vergleich von subjektivem und statistisch abgesichertem Dauerflächendesign, hinsichtlich Reichweite der Aussagekraft.

Eine zusammenfassende Darstellung der wissenschaftlichen Anforderungen an Monitoringprogramme können Sie von USHER (1991) entnehmen. Er betrachtet die Intensität (also die Anzahl beobachteter Dauerflächen einer Stichprobe) und die Frequenz (die Häufigkeit der Beobachtung dieser Flächen) eines Monitoringprogrammes als wichtige Aspekte.

4.5.2 Samplingintensität

Hat sich der Wissenschaftler für subjektive oder randomisierte Auswahl entschieden, so bleibt die Frage: „Wieviele repräsentative Dauerflächen sind für das Studiendesign notwendig?“ Die Intensität hängt indirekt proportional von der Vertrauenswahrscheinlichkeit ab und ist ein Maß für die Zuverlässigkeit der Aussagen, und somit der Arbeit.

Die Stichprobengröße (Intensität) orientiert sich dabei an der Homogenität der gesamten Population ausgewählter Pflanzenarten. Je gleichmäßiger der Pflanzenbestand über die Untersuchungsfläche verteilt ist, desto eher wird eine kleine Stichprobe die Gesamtheit repräsentieren und umso weniger Dauerflächen werden notwendig sein. Umgekehrt, je inhomogener die Vegetation, desto größer das Risiko, daß in der Stichprobe z. B. die Frequenzen der Arten stark schwanken. Um dem entgegenzuwirken, wird ein größerer Stichprobenumfang notwendig sein. Der Homogenitätsgrad wird als Standardabweichung (s) vom Mittel und/oder als Varianz (s^2) quantifiziert.

Die Anzahl der notwendigen Dauerflächen ist überdies indirekt proportional zur gewählten Größe dieser Flächen.

Zwei Parameter müssen vor der Ermittlung der statistisch abgesicherten Stichprobengröße festgelegt werden:

- Der Grad der erwünschten Zuverlässigkeit (Vertrauenswahrscheinlichkeit, engl. confidence limits) der statistischen Tests.
- Die minimal registrierte Veränderung, die bei der Auswertung verlässlich erkannt werden soll (Genauigkeit; Bsp.: eine 10 %ige Deckungsveränderung soll erkannt werden).

Auf dieser Basis kann die geeignete Stichprobenanzahl ermittelt werden (ROWELL, 1988).

Das große Problem bei der Ermittlung der Stichprobenanzahl bei Daueruntersuchungen ist, daß die Varianz nur für eine Erhebung aber nicht für die Folgebeobachtungen (im nächsten Jahr) vorausgesagt werden kann. Die Berechnungen basieren daher alle auf der Varianz der Erstaufnahme, wobei man annimmt, daß sie auch bei der Folgeaufnahme gleichbleibt (ROWELL, 1988), was bei der Untersuchung von Vegetationsveränderungen eine problematische Annahme ist.

4.5.2.1 Grundsätzliche Vorgangsweise zur Ermittlung der Stichprobengröße

• Planung

○ Exakte Formulierung des Untersuchungszieles

Untersuchungshypothese: Aus dem persönlichen ökologischen Vorwissen wird ein vager Zusammenhang von Parametern formuliert (KENT & COKER, 1992).

○ Ableiten der zu testenden Nullhypothesen und der Alternativhypothesen

Nullhypothese: In der Nullhypothese wird die Beziehung der meßbaren Populationsparameter (die Identität) festgelegt. (z. B.: Der Anteil von *Primula farinosa* in der zweiten Messung ist gleichhoch wie in der ersten.) Es wird postuliert, daß keine Änderung stattfindet.

Alternativhypothese: Sie spezifiziert die wissenschaftlich interessante Gegenannahme (z. B.: Der Anteil von *Primula farinosa* in der zweiten Messung ist größer/kleiner/ungleich gegenüber der ersten Messung).

○ Festlegen der drei primären Testkriterien:

Vertrauenswahrscheinlichkeit $1-\alpha$

Genauigkeit Δ

Größe einer Dauerfläche

• Durchführen einer Probeaufnahme zur

Abschätzung von Standardabweichung s , Varianz σ^2 und Mittelwert μ .

Hierbei kann auch gleichzeitig die organisatorische Ausführbarkeit der geplanten Erhebung überprüft werden.

○ Berechnen des notwendigen Stichprobenumfanges (Intensität).

- **Durchführung der Datenerhebung**
- **Erfassen und Aufbereiten der Untersuchungsergebnisse**
- **Analyse**

Vor der entgeltigen Analyse sollte überprüft werden, ob die Daten die Voraussetzungen der geplanten statistischen Verfahren erfüllen (Normalverteilung, Schiefe, Homoskedastizität usw.) Je nach Struktur der Daten müssen entsprechende Transformationen vorgenommen werden oder (verteilungsunabhängige) Verfahren mit geringeren Anforderungen gewählt werden.

- **Interpretation und Präsentation**

Die aus den Daten gewonnenen Informationen über Zusammenhänge müssen nun wieder in den Kontext des Untersuchungszieles formuliert werden.

4.5.3 Grundzüge der statistischen Absicherung der Stichprobenzahl

Dieser Teil folgt streckenweise sehr eng den Erklärungen von BONHAM (1989).

4.5.3.1 Standardabweichung, Varianz und Standardfehler

Die Standardabweichung mißt die Verteilung der Daten und bildet die Basis für einen Vergleich mit anderen Datensätzen (BONHAM, 1989).

Zum grundsätzlichen Verständnis muß streng zwischen **der Standardabweichung/Varianz der Stichprobe**, **Standardabweichung/Varianz der Grundgesamtheit** und **dem Standardfehler des Stichprobenmittelwertes** unterschieden werden.

Die Standardabweichung der Stichprobe (s) berechnet sich aus den erhobenen Stichprobendaten.

Die Standardabweichung der Grundgesamtheit (σ) kann nur dann gemessen werden, wenn die vollständige Population erhoben wurde, wird also meist unbekannt sein. Sie kann jedoch durch s geschätzt werden.

Der Standardfehler des Mittelwertes $s_{\bar{x}}$ ist ein Maß für die Genauigkeit des Mittels $\bar{x}$ aus der Stichprobe gegenüber dem (wahren) Wert μ der Grundgesamtheit. Einen Standardfehler der Grundgesamtheit gibt es nicht, da, wenn man die Grundgesamtheit vollständig kennen würde, deren Mittelwert μ eindeutig zu determinieren wäre.

Beispielsweise werden nur 4 m² einer Orchideenpopulation stichprobenartig ausgezählt, wobei die Gesamtpopulation insgesamt 200 m² umfaßt. Die Standardabweichung der Population σ kann aber nur gemessen werden, wenn die vollständige Population erhoben wird. Dem obigen Beispiel folgend, müßten die Orchideen der Gesamtpopulation von 200 m² vollständig ausgezählt werden.

Bei hoher Stichprobenanzahl werden die Standardabweichungen der Stichprobe s und der Population σ immer ähnlicher.

Zur Berechnung der Stichprobengröße ist die Kenntniss von σ notwendig. Da diese aber meist unbekannt bleibt, muß man sie durch eine Teststichprobe anschätzen.

Die Formel für die **Standardabweichung** (s) der **Stichprobe** lautet:

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

x_i = Wert, der i -ten Dauerfläche ($i=1,2,3,\dots$)

$\bar{x}$ = Mittelwert der Dauerfläche

n = Dauerflächenanzahl

Die Formel für die **Varianz** der **Stichprobe** lautet daher:

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

Die **Standardabweichung** einer ganzen **Population** (σ) lautet:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2}{N}}$$

N = Theoretisch maximale Anzahl von
Dauerflächen im Untersuchungsgebiet
 μ = Mittelwert der Population

Die **Varianz** für die **Population** (σ^2) ist:

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2}{N}$$

Die genannten Formeln werden für die Ermittlung der Stichprobengröße verwendet (siehe Kapitel 4.5.4).

Aufgrund der Standardabweichung und der Probenzahl wird der **Standardfehler** der Stichprobe als wichtiger Wert berechnet.

$$\text{Standardfehler } (s_{\bar{x}}): s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \times \sqrt{\frac{N - n}{N - 1}}$$

Für Vergleiche der Streuung kann die Standardabweichung vom Mittelwert der Stichprobe unabhängig gemacht werden. So macht es manchmal Sinn, den Variationskoeffizient (V = coefficient of variation) zu errechnen.

$$V = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

Beispielsweise verwendet ihn SCHMIEDEKNECHT (1995), um die Streuung in verschiedenen Versuchsvarianten zu vergleichen.

4.5.3.2 Normalverteilung, Student's t-Test

In der Praxis geht man oft von der Annahme aus, daß die gemessenen Werte normalverteilt sind. Diese Verteilung hat zwei Parameter, das Mittel μ und die Streuung σ , und sie ist in Dichte und Funktion theoretisch bekannt. Ihre Dichtefunktion ist glockenförmig, symmetrisch um μ und nach beiden Seiten offen (siehe Abb. 16).

Entscheidend ist, daß für jeden möglichen Wertebereich, in dem eine Messung aus einer Population mit den Parametern μ und σ fällt, die exakte Wahrscheinlichkeit berechnet werden kann. Statistischer Standard ist es, sogenannte Konfidenzintervalle für eine bestimmte Parameterkombination anzugeben. Das heißt, beispielsweise jenen Bereich, der sich symmetrisch um das Mittel μ erstreckt und in dem 95 % aller möglichen Werte liegen. Dieser Be-

reich wird in der Testtheorie auch **Annahmebereich** genannt, da man dann davon ausgeht, daß die beobachtete Abweichung der Messung vom Mittel nur zufällig ist. Die verbleibenden Schwanzenden der Verteilung (in denen dann je 2,5 % der Werte liegen) heißen auch **Ablehnungsbereich** (siehe Abb. 16). Meßwerte, die darin zu liegen kommen, weichen vom Mittel schon so stark ab, daß man davon ausgehen darf, daß sie nicht mehr aus einer Population mit den Parametern μ und σ stammen.

Die Wahl einer Intervallbreite von 95 % ist willkürlich. Sie könnte auch 99 % sein, oder jeder andere beliebige Wert. Die verbleibenden 5 %, oder 1 %, oder jeder Rest auf 100 %, nennt man **Irrtumswahrscheinlichkeit**. Diese ist willkürlich, jedoch ein Maß, ab wann man Meßwerte als signifikant unterschiedlich vom Mittel μ bezeichnet. Üblich sind dabei Irrtumswahrscheinlichkeiten von 5 %, 1 % oder 0,1 %.

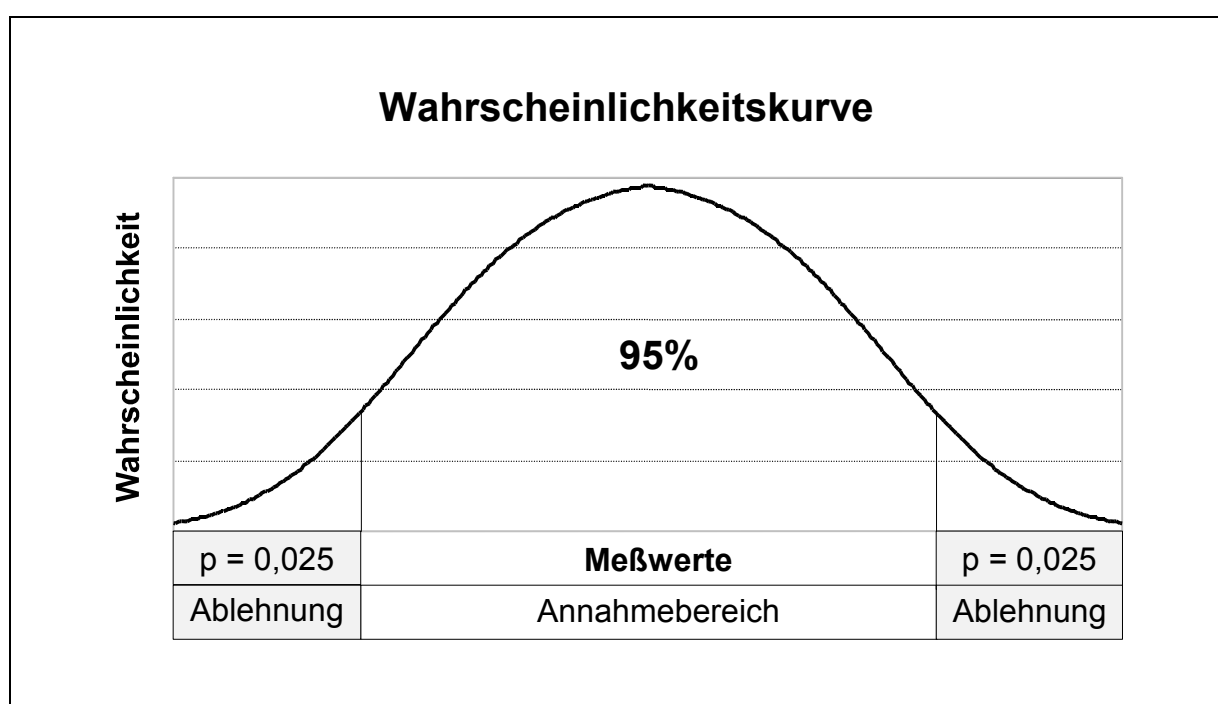


Abb. 16: Beispiel einer Normalverteilung mit den Grenzen für das 95 %ige zweiseitige Vertrauensintervall.

Die Anwendung der Normalverteilung stößt jedoch meist auf das Hindernis der unbekannten Varianz σ^2 der Grundgesamtheit. Jedoch beschreibt die Student's t-Verteilung den gleichen Zusammenhang bei Bekanntsein der Parameter μ (Mittel), s (Standardabweichung der Stichprobe) und v (Freiheitsgrade). Wobei die Freiheitsgrade gleich der Stichprobengröße minus eins sind. Die t-Verteilung ist in ihrer Form der Normalverteilung sehr ähnlich und nähert sich dieser asymptotisch an. Ab einem Stichprobenumfang von $n = 30$ sind meist beide Verteilungen ausreichend ident.

In der praktischen Anwendung wird man sich für jede Stichprobe den zugehörigen (standardisierten) t-Wert errechnen.

Tab. 8: Kritische Werte für zweiseitige Vertrauensbereiche $1 - \alpha = 90\%$, 95% und 99% der t-Verteilung (nach FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992 und BACKHAUS, et al., 1996)

Freiheitsgrade (n-1) ↓	Vertrauenswahrscheinlichkeit des zweiseitigen Tests		
	90 % (0,1)	95 % (0,05)	99 % (0,01)
1	6,314	12,706	63,657
2	2,920	4,303	9,925
3	2,353	3,182	5,841
4	2,132	2,776	4,604
5	2,015	2,571	4,032
6	1,943	2,447	3,707
7	1,895	2,365	3,499
8	1,860	2,306	3,355
9	1,833	2,262	3,250
10	1,812	2,228	3,169
11	1,796	2,201	3,106
12	1,782	2,179	3,055
13	1,771	2,160	3,012
14	1,761	2,145	2,977
15	1,753	2,131	2,947
16	1,746	2,120	2,921
17	1,740	2,110	2,898
18	1,734	2,101	2,878
19	1,729	2,093	2,861
20	1,725	2,086	2,845
25	1,708	2,060	2,787
30	1,697	2,042	2,750
40	1,684	2,021	2,704
60	1,671	2,000	2,660
100	1,660	1,984	2,626
200	1,653	1,972	2,601
500	1,648	1,965	2,586
∞	1,645	1,960	2,576
	0,05	0,025	0,005
	Einseitiger Test: Irrtumswahrscheinlichkeit		

$$t = \frac{\bar{x} - \mu}{\left(\frac{s}{\sqrt{n}} \right)}$$

Man vergleicht diesen dann mit dem kritischen Wert $t_{\text{krit}/1-\alpha}$ aus Tabelle 8. Übersteigt der berechnete Wert den kritischen (+ oder -), so liegt die Beobachtung im Ablehnbereich. Man kann daraus schließen, daß der Mittelwert der beobachteten Population nicht gleich μ ist.

$t_{krit/1-\alpha} >$ kein signifikanter Unterschied konnte festgestellt werden.

$t_{krit/1-\alpha} \leq$ der Unterschied zwischen $\bar{x}$ und μ ist signifikant.

Die oberhalb angeführte Methode beschreibt einen sogenannten zweiseitigen Test, da eine Abweichung der Meßwerte nach oben wie nach unten gleichwertig behandelt wird. Der t-Test kann jedoch auch einseitig durchgeführt werden, wenn man eine gerichtete Alternativhypothese aufgestellt hat. Beispielsweise weiß man, daß die Deckung einer Art bei ansteigender Bodenfeuchte zunimmt (KENT & COKER, 1992). Ein einseitiger t-Test bedeutet, daß die Irrtumswahrscheinlichkeit nur auf ein Ende der Verteilung bezogen wird. Der Annahmehereich liegt dann nicht mehr symmetrisch um μ und der Ablehnungsbereich findet sich eben nur mehr an einem Ende der Verteilungskurve. Damit ändern sich auch die kritischen Werte der t-Verteilung. Dem obigen Beispiel folgend, verwendet man den zweiseitigen t-Test, wenn man nicht weiß, ob eine Pflanzenart bei steigender Bodenfeuchte zu- oder abnimmt.

Welcher Test zur Anwendung kommt, hängt ausschließlich von der Wahl der Alternativhypothese ab, die sich wiederum aus bereits bekannten oder erahnten biologischen Zusammenhängen ergibt.

4.5.4 Notwendige Stichprobengröße

Um den notwendigen Stichprobenumfang für obiges Problem zu ermitteln muß der Wissenschaftler, wie bereits erwähnt, zwei Parameter festlegen:

- die Vertrauenswahrscheinlichkeit (Breite des Konfidenzintervalles) $1-\alpha$
- und die Genauigkeit Δ (kleinste relevante Differenz zwischen theoretischem Mittel μ und beobachtetem Mittel $\bar{x}$), die erreicht werden soll.

Durch einfaches Umformen obiger Formeln läßt sich der minimal notwendige Stichprobenumfang n wie folgt berechnen:

$$n > = \left(\frac{t_{krit}}{1-\alpha} \right)^2 \times \frac{s^2}{\Delta^2} = \left(\frac{t_{krit}}{1-\alpha} \right)^2 \times \frac{s^2}{(k\bar{x})^2}$$

Die obige Berechnung beruht entweder auf einer absoluten minimalen Differenz (etwa ± 5 % Punkte Veränderung des Pflanzenbestandes) oder auf einer relativen Differenz $k\bar{x}$. Wobei die Konstante k angibt, um wieviel sich der beobachtete Wert $\bar{x}$ relativ von dem theoretisch erwarteten μ unterscheiden darf (z. B. um das $k=0,05$ fache oder ± 5 % vom theoretischen Mittel).

Der Wert für $t_{krit/1-\alpha}$ ist der Tabelle 8 zu entnehmen.

Obige Formel definiert den notwendigen Stichprobenumfang für den Einstichprobenfall, wenn die Meßwerte einer Stichprobe mit einem theoretischen Wert verglichen werden sollen.

Anders ist der Fall, wenn zwei Stichproben, etwa örtlich oder räumlich voneinander getrennt, gezogen werden und untersucht wird, ob sich diese signifikant unterscheiden. Man spricht dann von einem Test auf Differenz zweier arithmetischer Mittel.

Die Genauigkeit Δ bezieht sich dann auf die absolute Differenz der Mittelwerte $|\bar{x}_1 - \bar{x}_2|$. Da aber in beiden Stichproben nicht notwendigerweise gleiche Varianzen σ_1, σ_2 vorliegen müssen, berechnet man eine **gepoolte Standardabweichung**:

$$s = \sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}} \quad \text{bei } s_1 = s_2 = s_i \text{ und } n_1 = n_2 = n_i \dots \quad s = \sqrt{\frac{2s^2}{n_i}}$$

s_1, s_2, n_1, n_2 entstammen dabei den gezogenen Teststichproben 1, 2 ...).

All diese Berechnungen gelten, solange die Normalverteilungsannahme in den Daten gegeben ist. Sollte dies verletzt sein, so kann durch andere Methoden, auf die BONHAM (1989) näher eingeht, die notwendige Stichprobengröße ermittelt werden.

4.5.4.1 Ermittlung der Stichprobenzahl ohne Normalverteilung nach BONHAM (1989)

Sollte keine Normalverteilung erreicht werden, so kann trotzdem eine gewisse Wahrscheinlichkeit errechnet werden, bei welcher Stichprobengröße die Daten innerhalb der größten und kleinsten gemessenen Werte liegen, allerdings nur, wenn mit einer Zufallsverteilung erhoben wird.

$$A = \ln\left(\frac{10}{1-\alpha}\right) \quad n = \frac{A \ln[\omega(1-\alpha)/A] + A - \omega}{1 - \omega + A \ln \omega}$$

Die Variablen α und ω werden festgelegt, und wenn beide größer als 0,75 gewählt sind, konnte damit eine gute praktische Erfahrung gemacht werden. Die Stichproben müssen allerdings zufällig verteilt werden.

Wenn die Variablen $\alpha = 0,9$ und $\omega = 0,9$ sind, dann liegen 90 % der Werte zwischen größtem und kleinstem Wert und zwar in 90 % der Zeit. Dazu sind 38 Proben notwendig.

4.5.4.2 Kosten-Nutzenrechnung der Stichprobengröße

Der Wissenschaftler sollte beachten, daß eine Erhöhung des Stichprobenumfanges zu genaueren Ergebnissen führt. Jedoch stehen Genauigkeit Δ und Stichprobenumfang n in einer quadratischen Relation zueinander. Erst eine Vervierfachung des Stichprobenumfanges n würde zu einer Verdoppelung der Genauigkeit führen (siehe Abb. 17).

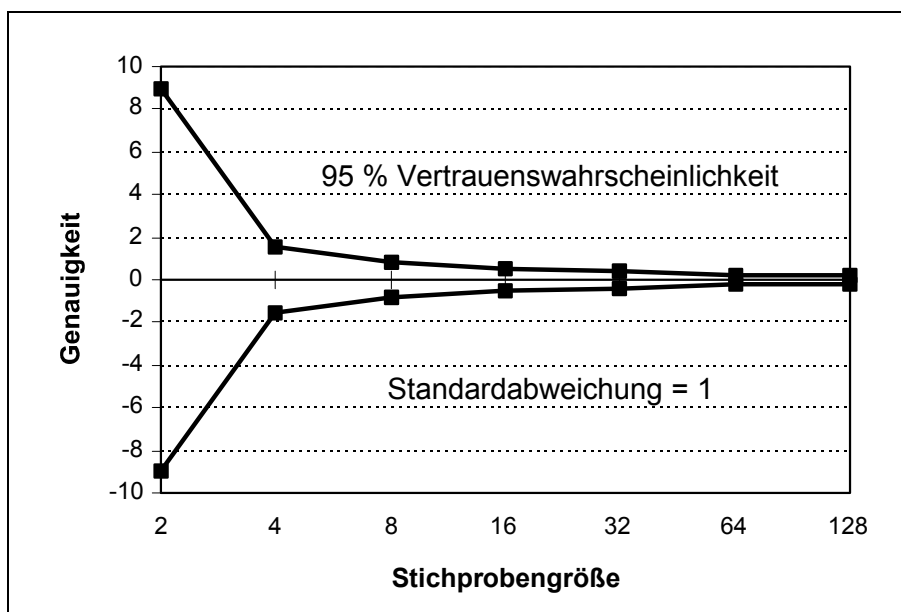


Abb. 17:
Bei festgelegter Standardabweichung von eins und 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit zeigt sich, daß die Genauigkeit ab 16 Stichproben, auch bei Verdoppelung des Arbeitseinsatzes, nicht mehr wesentlich zunimmt (nach USHER, 1991).

Überdies sollte die gewünschte Genauigkeit der Untersuchung so gewählt werden, daß diese zu relevanten und verwendbaren Aussagen führt. Der Nachweis von Unterschieden in der Vegetation sollte nicht Selbstzweck sein, sondern praktisch oder wissenschaftlich begründet sein. Die Kosten/Nutzen-Rechnung sollte auch bei statistischen Untersuchungen nicht außer Acht gelassen werden.

Die optimale Stichprobengröße ist also jene kleinste Anzahl an Dauerflächen, die gerade noch der gewünschten Genauigkeit entspricht.

4.5.4.3 Verteilungskurven der Mittelwerte

Es kommt in der Natur zwar öfter vor, daß Parameter normalverteilt sind, jedoch ist dies nicht immer vorauszusetzen. Je nach Art und Struktur der Meßwerte können diese auch völlig anderen Verteilungsgesetzen entsprechen. Etwa einer Binominal-Verteilung, Poisson-Verteilung, Log-normal-Verteilung und vielen mehr. Auch wenn die Messungen keinem dieser theoretischen Konzepte entsprechen, kann es zu Abweichungen von der Normalverteilung kommen. Konzentrieren sich die Werte nicht symmetrisch um das Mittel μ , so spricht man beispielsweise von schiefen Verteilungen, oder es gibt eine natürliche Schranke, unterhalb der es zu keinen Messungen kommen kann (z. B. die Anzahl von *Primula farinosa* kann niemals kleiner als Null sein).

In manchen Fällen ist es möglich durch Datentransformation (Bsp.: Quadratwurzel-, Logarithmische-, Winkel-Transformation) den Normalverteilungsannahmen von statistischen Tests zu genügen. Ist dies nicht der Fall, müssen andere (parameterfreie) Testverfahren angewendet werden, die im allgemeinen jedoch weniger mächtig sind, d. h. Unterschiede in den Parametern nicht so leicht erkennen.

Details zu anderen Verteilungsmöglichkeiten (Bernoulli-, Binomiale-, Poisson- und Log normale Verteilung) finden Sie bei BONHAM (1989).

4.5.4.4 Praktische Rechenbeispiele zur Ermittlung der Stichprobengröße

Beispiel 1: Signifikanztest zur Überprüfung der geeigneten Stichprobengröße

In einem 300 m² großen Trockenrasenbereich existiert eine Orchideenpopulation, die auf Veränderungen untersucht werden soll. Für die Ermittlung der geeigneten Anzahl an Dauerflächen muß eine Vorerhebung stattfinden, die die Varianz in der Stichprobe klärt. Als Untersuchungsparameter wird die Individuendichte in 1 m² großen, zufällig verteilten Dauerflächen erhoben. Es wird eine Stichprobengröße von 40 Dauerflächen festgelegt. Nun muß geklärt werden, ob diese Stichprobengröße ausreicht, um eine Veränderung der Dichte um 25 %, mit 95 % Signifikanz, statistisch abgesichert zu erkennen. Die Veränderung (25 %) und die Signifikanz (95 %) soll der persönlich gewünschten Genauigkeit angepaßt sein und wird in diesem Beispiel vom Autor festgelegt. 25 % Veränderung würde den Anstieg der durchschnittlichen Dichte der gesamten Stichprobe von vier Orchideen auf fünf Orchideen pro Quadratmeter bedeuten.

Als Nullhypothese definieren wir: $\bar{x} = \emptyset$ (keine Veränderung).

Als Alternativhypothese definieren wir: $\bar{x} \neq \emptyset$ (es gibt eine Veränderung).

Die festgelegte Genauigkeit ergibt den Rahmen für unsere Null- und Alternativhypothese, womit nun widerlegt werden soll, daß eine Veränderung von ± 25 % mit der Stichprobengröße von 40 Replikationen nicht signifikant festgestellt werden kann.

Tab. 9: Orchideen-Dichte in 40 (+ 8 zusätzlichen) zufällig gewählten Dauerflächen.

40 Probepunkte					Erweiterung um 8 Probepunkte	Population
3	3	12	4	3	5	?
3	8	3	3	5	2	?
2	3	2	9	2	3	?
4	12	4	8	4	3	?
1	3	4	4	8	4	?
4	2	6	1	8	4	?
4	2	2	0	3	6	?
6	1	4	0	1	2	?
Mittelwert der 40 Probepunkte = 4,025						?

Erklärung zur Tabelle 9:

Im ersten Beispiel werden die Dichtewerte der ersten fünf Spalten (40 Flächen) verwendet. Für das zweite Beispiel wird zu den ersten fünf Spalten die sechste Spalte hinzugefügt, was die Erhöhung der Stichprobe von 40 auf 48 bedeutet. Die letzte Spalte (Population) zeigt die Wissenslücke an, die entsteht, wenn eine Stichprobe, und nicht die ganze Population erhoben wird.

Berechnet wird:

Mittelwert des Untersuchungsparameters (Dichte): $\bar{x} = \frac{3+3+2+4+\dots}{40} = 4,025$

Standardabweichung: $s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n ((3-4,025) + (3-4,025) + (2-4,025) + \dots)^2}{39}} = 2,8955$

Varianz: $s^2 = 2,8955^2 = 8,3839$

Standardfehler des Mittelwertes: $s_{\bar{x}} = \frac{2,8955}{\sqrt{40}} = 0,4578$

Der t_{krit} aus der Tabelle 8 für 40 Stichproben (entspricht einem Freiheitswert von 39) = ~2

Die 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit bedeuten, daß die Mittelwerte der ganzen Population mit dieser Wahrscheinlichkeit zwischen den oberen und unteren Limits des Mittelwerts liegen.

$$\text{Limit} = \bar{x} \pm t \times \sqrt{\frac{s^2}{n}} = 4,025 \pm 2 \times \sqrt{\frac{8,3839}{40}} = 4,025 \pm 0,9155$$

Oberes Limit = 4,9405

Unteres Limit = 3,1095

Die Genauigkeit der Stichprobengröße 40 ergibt sich als:

$$\text{Genauigkeit} \pm t \times \frac{s_{\bar{x}}}{\bar{x}} \times 100 = 2 \times \frac{0,4578}{4,025} \times 100 = \pm 22,7\%$$

Ein Vergleich der berechneten Genauigkeit mit der gewünschten Genauigkeit zeigt, daß 40 Stichproben ausreichend sind um die Nullhypothese zu widerlegen ($22,7 \% < 25 \%$).

Die 22,7 % Genauigkeit widerlegen die Nullhypothese, das heißt, daß mit 40 Dauerflächen bei einer Signifikanz von 95 % eine Veränderung um 25 % festgestellt werden kann.

Um nun die optimale Stichprobengröße herauszufinden berechnen wir:

$$k = 0,25 \quad t_{\text{krit}} \cong 2 \quad n = \frac{t_{\text{krit}}^2 \times s^2}{k^2 \bar{x}^2} = 33,1 \cong \mathbf{34}$$

Eine Stichprobengröße von 34 Dauerflächen reicht aus, um eine 25 %ige Veränderung der Orchideendichte statistisch signifikant festzustellen.

Beispiel 2:

Soll nun anstatt 25 % eine erwünschte Genauigkeit von 20 % erreicht werden, so müßte die Stichprobenanzahl erhöht werden.

Erhöht man versuchsweise die Stichprobenanzahl um acht Flächen (von 40 auf 48), ergibt das mit den gleichen Rechenschritten wie bei Beispiel 1:

Mittelwert des Untersuchungsparameters (Dichte): $\bar{x} = 3,9583$

Standardabweichung: $s = 2,6972$

Varianz: $s^2 = 7,2747$

Standardfehler des Mittelwertes: $s_{\bar{x}} = 0,3893$

t-Wert aus der Tabelle für 48 Stichproben (Wert bleibt etwa gleich wie bei 40 Proben) = ~2

$$\text{Genauigkeit: } \frac{t_{s\bar{x}}}{\bar{x}} = 0,1967$$

Mit einer Erhöhung um acht Proben kann also gerade noch eine Veränderung der Dichte von 20 % signifikant erhoben werden.

Um sich nicht über Umwegen an die geeignete Stichprobengröße herantasten zu müssen, berechnet man diese direkt mit der oben bereits genannten Formel:

$$n = \frac{t^2 s^2}{(k\bar{x})^2}$$

k = jene Konstante, die angibt, inwieweit der Mittelwert der Probe dem Mittelwert der ganzen Population gleicht. BONHAM (1989) empfiehlt, die Konstante durch 0,1 zu ersetzen, was 10 % Genauigkeit entspricht.

Für Beispiel 1 bedeutet das bei 10 % erwünschter Genauigkeit ($k = 0,1$):

$$n = \frac{4 \times 8,3839}{(0,1 \times 4,025)^2} = 207$$

Beachten Sie, daß im Beispiel 1 für 25 % Genauigkeit noch 40 Stichproben ausgereicht haben. Für 10 % Genauigkeit müssen aber bereits 207 Stichproben durchgeführt werden. Das ist ein krasses Mißverhältnis der Kosten-Nutzen-Rechnung.

Eine zweite Möglichkeit, die Genauigkeit auf 20 % zu steigern, wäre, die Dauerflächengröße von 1 m² auf 2 m² zu erhöhen, weil dann die Varianz zwischen den Flächen sinkt. Allerdings

muß geprüft werden, ob dadurch ein Zeitgewinn entsteht, wenn weniger, aber dafür größere Flächen erhoben werden.

Abschließend sollte aber nochmals berücksichtigt werden, daß die Fehlerquellen bei der Aufnahme (Übersehen von Arten, methodische Ungenauigkeiten) bei größeren Flächen zunehmen, was in den Signifikanztest nicht eingeht. Statistische Tests behandeln nur die statistische Genauigkeit, aber nicht die methodische Genauigkeit. Der methodische Fehler muß in der Auswertung zur statistischen Genauigkeit der Stichprobe hinzugefügt werden, um die tatsächlichen Veränderungen zu erhalten, die statistisch und methodisch abgesichert sind.

4.5.4.5 Laufende Mittelwerte zur Berechnung der Stichprobengröße

Diese Methode wird von MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) vorgestellt. Hinter den laufenden Mittelwerten steckt die Idee, so lange zu messen, bis die neu hinzukommenden Werte den Mittelwert der vorherigen Werte nicht mehr wesentlich verändern. Der laufende Mittelwert wird von den immer neu hinzukommenden Einzelwerten korrigiert, bis ein Gleichgewicht entsteht. Im folgenden Beispiel (Tab. 10), in dem die Dichte in Dauerquadraten festgelegt wird, ist der laufende Mittelwert nach acht Proben genauso groß (nämlich 13) wie nach 18 Proben. Es wäre daher nicht notwendig, 18 Proben zu nehmen.

Die Grenze, ab der keine Veränderung des Mittelwertes vorhanden ist, muß willkürlich gewählt werden. Eine solche Grenze kann z. B. so gesetzt werden, daß die Veränderung des Mittelwertes weniger als 5 % einer zeitaufwendigeren Stichprobengröße ausmacht.

Nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) eignet sich diese Methode in der Praxis, wenn mit kleinen Quadraten die Pflanzendichte erhoben wird.

Tab. 10: Laufender Mittelwert nach einem Beispiel von MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974).

Dichte		Laufende Summe	Laufender Mittelwert
13	15	28	14
11	9	48	12
15	13	76	12,7
13	15	104	13
13	15	132	13,2
13	14	159	13,2
13	12	184	13,1
11	11	206	12,9
14	13	233	13

Erklärung: Die Dichtewerte werden für die Berechnung des laufenden Mittelwertes in zwei Reihen notiert und von links nach rechts gelesen.

MAAS & PFADENHAUER (1994) geben als Faustregel an, daß eine Orientierung der Gesamtfläche (Gesamtstichprobe) am Minimumareal der Pflanzengesellschaft für genügend Wiederholungen reicht, um statistisch repräsentativ zu sein. Folgende Teilflächengrößen können verwendet werden: in Wäldern 10 x 10 m und an waldfreien Standorten 1 x 1 m bis 4 x 4 m. PFADENHAUER et al. (1986) geben als Beispiel an, daß in einer Wiese bei einer Teilflächengröße von 1 m² und einem Minimumareal von 100 m² die Stichprobengröße 100 (=1 00 Flächen) ergibt. Würde man 4 m² große Teilflächen verwenden, dann genügen 25 Flächen.

4.5.4.6 Zusammenfassung und Empfehlungen

Wie bei allen Methoden muß auch bei der Stichprobengröße und der Flächenauswahl zwischen objektiven und subjektiven Ansätzen unterschieden werden. Beides hat je nach Zieldefinition und Gewichtung der Ergebnisse seine Berechtigung. Eine gute Übersicht über Empfehlungen zu verschiedenen Stichprobenverfahren, die sich an der Fragestellung orientieren geben WEBER et al. (1995).

Tab. 11: Empfehlungen für unterschiedliche Stichprobenverfahren mit etwa gleichem Zeitaufwand (nach WEBER et al., 1995).

	wenig Dauerflächen in kurzem Zeitabstand	viele Dauerflächen in langem Zeitabstand	zufällige Flächenverteilung (mehr oder häufiger)
Schutzziel	gerichtete Veränderung	Stabilisierung	Stabilisierung
Pflege/Gestaltung	verändert/neu	unverändert/fehlend	unverändert oder ungleichmäßig wirkend
Bedrohung	rasch, stark wirkend	schleichend	ungleichmäßig wirkend oder schleichend
Bestand	heterogen	heterogen	homogen

Überall dort, wo Reproduzierbarkeit und die Erkennung von feinen Veränderungen hohe Bedeutung hat (Wissenschaft, Beweissicherung), sollte ein statistisches Stichprobenverfahren verwendet werden. Besonders bei Großprojekten mit vielen Bearbeitern ist ein statistisches Design vorteilhaft, weil die Subjektivität nicht überschaubar bleibt. Ein statistisches Design ist meist arbeitsintensiver in der Feldarbeit und erfordert hohe Qualifikation in der Konzeption.

Bei eingeschränkten finanziellen Mitteln empfehlen WEBER et al. (1995) für Frühwarnsysteme, bei denen jährlich erhoben werden soll, eine kleine Stichprobe, die nicht statistisch abgesichert sein muß. Das rasche Erkennen von Veränderungen hat hier Priorität, allerdings werden nur starke Veränderungen rasch erkannt. Bei der Überwachung von stabilen Zuständen sollte hingegen eine größere Stichprobe verwendet werden, die dafür nur in größeren Zeitabständen erhoben wird.

Wo trotz geringem Zeitaufwand ein Untersuchungsprogramm durchgeführt wird, können subjektive Designs verwendet werden. Dabei können auch gemischte Ansätze entstehen, wie z. B. eine subjektive Stratifizierung des Gebietes, aber eine zufällige Stichprobenverteilung in den Straten. Das bedeutet übertragbare Ergebnisse für die Straten, aber nicht für das Untersuchungsgebiet. Der Unterschied in der Bewertung der Ergebnisse liegt darin, daß die Subjektivität dem Bearbeiter ermöglicht, die Ergebnisse aufgrund seiner Erfahrung und Beobachtung auf eine größere Fläche zu übertragen. Das statistische Design berechnet die Übertragbarkeit der Ergebnisse von der Stichprobe auf größere Flächen. Die qualifizierteste Erfahrung eines Bearbeiters kann hingegen nicht voraussehen, auf welchen Flächen unbekannte Einflüsse zukünftig einwirken werden (WEBER et al., 1995). Ein statistisches Design ist aber nicht zwingend ein Garant für bessere Ergebnisse.

Abschließend wird noch eine gekürzte und leicht veränderte Auswahl der Regeln für die Versuchsplanung nach GREEN (1979 zitiert aus WILDI, 1986) aufgelistet.

- Einzelmessungen sind nutzlos, Wiederholungen lassen sich dagegen einwandfrei interpretieren.
- Pro Standort und Vegetation sollte, wenn möglich, eine gleich große Anzahl von Stichproben erhoben werden.

- Man führe stets Messungen in Kontroll- oder Vergleichsflächen durch.
- Die gesamte Untersuchung ist mit gleichbleibender Intensität und Genauigkeit durchzuführen.
- Es ist zu prüfen, ob die Wiederholungen normal verteilt sind. Andernfalls sind die Meßresultate zu transformieren, oder es sind verteilungsunabhängige Analysemethoden zu verwenden.
- Man vertraue einem sauber erarbeiteten Resultat, auch wenn es unerwartet oder unerwünscht ist.

4.6 Arbeiten ohne markierte Dauerbeobachtungsflächen (non-permanent plots, temporary plots)

Die Dauerbeobachtungsfläche ist nur eine Methodenvariante, um Zeitreihen eines Pflanzenbestandes zu untersuchen. Ein Gebiet oder ein homogener Pflanzenbestand kann auch durch zufällig (random und stratified random) plazierte Aufnahmeflächen, die nicht fix markiert sind, dokumentiert werden. Die Folgeaufnahme wird dann zwar im gleichen (homogenen) Bestand durchgeführt, aber wiederum mit zufällig verteilten Aufnahmeflächen (random quadrats). Die markierte Dauerbeobachtungsfläche wird durch eine Zufallsstichprobe ersetzt. Diese Methode geht davon aus, daß bei genügend großer Anzahl Aufnahmeflächen die Vegetationsveränderung des ganzen Bestandes repräsentativ aufgezeigt werden kann, ohne daß dabei immer wieder exakt die gleiche Fläche aufgenommen werden muß. Die Fragestellungen sind ja meist so formuliert, daß man die Veränderungen eines Vegetationstyps beschreiben soll und nicht die Veränderungen auf einer 4 m² großen Dauerfläche.

Diese Vorgangsweise hat drei Vorteile:

- Die Flächen müssen nicht markiert werden.
- Die Möglichkeit zur statistischen Auswertung ist vorhanden.
- Es findet keine zeitliche Autokorrelation statt (ROWELL, 1988; USHER, 1991).

USHER (1991) erklärt die (zeitliche) Autokorrelation von Dauerquadraten folgendermaßen: Wenn man im ersten Beobachtungsjahr acht Individuen einer Pflanzenart zählt, und diese Zahl im nächsten Jahr um sechs Stück abnimmt, so ist das Ergebnis im dritten Beobachtungsjahr von der Veränderung der ersten beiden Jahre beeinflusst. Es autokorreliert. Die Art kann im dritten Jahr nicht nochmals um sechs Stück abnehmen, weil es nur mehr zwei Individuen davon gibt. Die Pflanzenart ist also in ihren Möglichkeiten, sich zu verändern, eingeschränkt. GREIG-SMITH (1983) schlägt vor, die Dauerflächen zufällig im Untersuchungsgebiet zu verteilen, zu markieren, aber insgesamt nur zwei Mal aufzunehmen. Nach den ersten beiden Aufnahmetermenin müssen wieder neue Dauerflächen zufällig verteilt werden, die wiederum nur zwei Mal aufgenommen werden dürfen. Auf diesem Weg wird die Autokorrelation umgangen, allerdings mit einem höheren Arbeitsaufwand (USHER, 1991). Es ist zu beachten, daß USHER (1991) die zeitliche Autokorrelation beschreibt, welche von der räumlichen Autokorrelation unterschieden werden muß. WILDI (1986) versteht unter der räumlichen Autokorrelation, daß sich benachbarte Flächen stärker gleichen, als es aufgrund noch so detaillierter Messungen zu erwarten wäre.

4.7 Störende Auswirkungen von Dauerflächenuntersuchungen

Man unterscheidet zwischen

- störender Veränderung der Dauerfläche (Randeffekte), welche die Ergebnisse verfälschen
- Störungen des umliegenden Gebietes (z. B. Naturschutzgebiet).

Die Auswertung eines 20jährigen Moor-Monitorings hat ergeben, daß die Torfmoose aus den zahlreichen Dauerflächen verschwunden sind, und die Zwergstrauchvegetation zugenommen hat. Dieser Trend kann schlüssig mit einem langsamen Austrocknen des Hochmoores in Verbindung gebracht werden. In diesem offensichtlichen Fall haben die Bearbeiter selbst erkannt, daß sie bei der jährlichen Aufnahme durch Betritt um die Dauerfläche eine künstliche, ringförmige Schlenke mit einem zentralen Bult geschaffen haben. Die Torfmoose sind in die künstliche Schlenke abgewandert. Solche vom Bearbeiter verursachten wissenschafts-anthropogenen Veränderungen (Randeffekte) können jedoch auch schleichend und unerkannt auftreten und dann zu drastischen Fehlinterpretationen führen.

Die Störungen betreffen einerseits die Dauerfläche selbst, andererseits aber auch das umliegende Gebiet, was in Schutzgebieten nicht unproblematisch ist. Besonders während der Brutzeit wird die Vogelwelt durch die zeitaufwendigen Aufnahmemethoden der Vegetationskundler massiv gestört. In der Praxis bewähren sich zum Beispiel eine Unterbrechung der Untersuchung während der Brutzeit sensibler Vögel. Auch die Vegetation wird oft durch den An- und Abmarsch im umliegenden Gebiet störend beeinflusst.

Vegetationsökologisch betrachtet, wirkt der Bearbeiter als Trampelfaktor und bei destruktiven Methoden (systematisches Abernten) auch als Biomasseentferner. Orientiert man sich also grob an den bekannten Auswirkungen der Weideviehhaltung, so zeigt der Trampeleffekt auf Feuchtlebensräumen stärkere Auswirkungen, als etwa auf Trockenrasen und hängt von der Stückzahl, dem Gewicht der Tiere, von der Verweildauer und der Konzentration auf bevorzugten Plätzen (Legerflur, Unterstand) ab.

Eine einmalige jährliche Aufnahme eines gemähten Halbtrockenrasens, auf dem die Dauerfläche nicht betreten wird, ist wahrscheinlich vernachlässigbar, während Moorvegetation auf Tritt extrem sensibel reagiert. Für die Bearbeitung von Hochmooren wurden bereits schonende Aufnahmeverfahren entwickelt. Beispielsweise werden Leitern als Stege verwendet und für die jährliche Dokumentation um die Dauerfläche aufgelegt, um tiefe Fußtritte zu vermeiden. Die Leiter drückt sich allerdings ebenfalls relativ stark in den weichen Torfkörper ein. Eine Stegkonstruktion, bei der einmalig Holzstützen in den Boden geschlagen werden (ca. 15 cm über Bodenniveau), dient während der Aufnahme zum Auflegen von Holzlatten oder einer Leiter (ROWELL, 1988). Es kommt zu keiner direkten Druckwirkung auf die Vegetation (siehe Abb. 18)

In Wales wurde bereits mit breiten Luftmatratzen experimentiert, auf denen knieend gearbeitet wurde (Foto 10, gesehen bei BROWN, A. Countryside Council for Wales). Der Druck wird bei dieser schonenden Methode großflächig verteilt und führt nur zum meist reversiblen Niederdrücken der Vegetation. Um die Luftmatratze entstehen allerdings wieder Tritte, die aber schon in einiger Entfernung zur Dauerfläche liegen. Eine Studie über Langzeiteffekte der Luftmatratzen-Methode steht aber noch aus.

Störende Randeffekte entstehen auch bei höherer Vegetation (Röhrichte, Wiesen), bei der die Randbereiche um die Dauerfläche bei der Aufnahme niedergedrückt werden. Dadurch dringt von der Seite her verstärkt Licht in die unteren Vegetationsschichten, wodurch neue Lichtzeiger hinzukommen und eine unbeabsichtigte Diversitätssteigerung herbeiführen. Auch hier empfehlen sich Stegkonstruktionen.

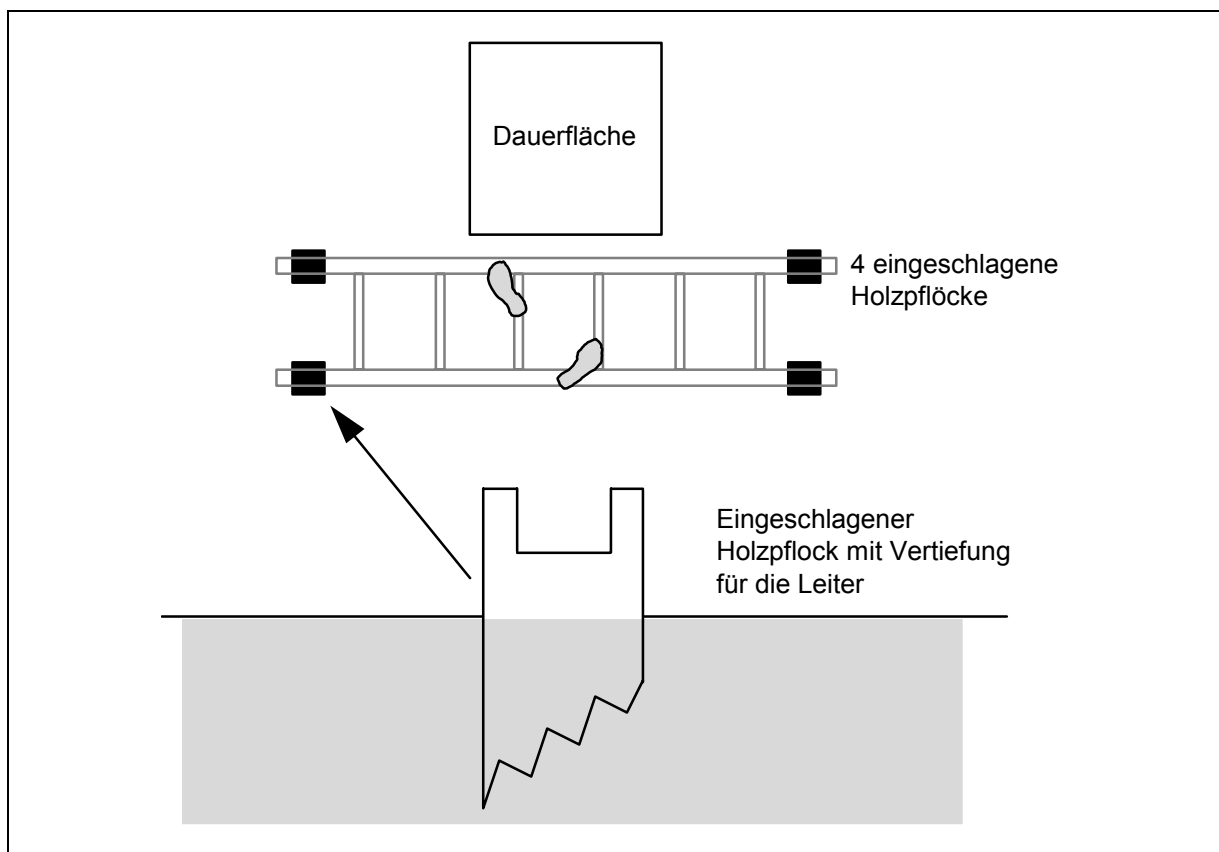


Abb. 18: Methode zur Vermeidung von Randeffekten in Mooren
(nach ROWELL, 1988 zitiert aus LINDSAY).

Weitere Veränderungen ergeben sich durch die Dauerflächenmarkierung. Metallpflocke und chemisch behandelte Holzpfähle können im Nahbereich über die Bodenlösung die Vegetation schädigen (ROWELL, 1988). Daher ist es besser, solche Markierungen hangabwärts anzubringen, damit Schadstoffe nicht in die Fläche eingeschwemmt werden können.

Wie schon bei der Dauerflächenform aufgezeigt, besitzt der Kreis die geringste Randlinie in Relation zu seiner Fläche, was auch die geringsten Randeffekte bedeutet. Die Schätzflächen sollten in der Größe so gewählt werden, daß ein direktes Betreten dieser nicht erforderlich ist. Das bedeutet, kleine Fläche (bis 4 m^2), ausgesparte Trittzonen zwischen den Flächen oder Stegkonstruktionen.

Besonders bei interdisziplinären Projekten, bei denen die gleichen Flächen von mehreren Arbeitsgruppen bearbeitet werden, stören die einzelnen Fachgruppen einander. Hier kann neben einem Lageplan aller Beobachtungsflächen auch ein optisch sichtbares Wissenschafters-Leitsystem helfen. Auf dem Boden liegen bunte Schnüre, die erlaubte Wege und Sperrgebiete der einzelnen Gruppen verdeutlichen (gesehen bei BAYFIELD, N., ITE, Schottland). Zusätzlich hilft ein interdisziplinärer Arbeitskalender, auf dem festgehalten ist, welche Gruppe, wann, welche Flächen bearbeitet, und wann Störungen unbedingt zu vermeiden sind.

Bei zufälligen Aufnahmedesigns ist darauf zu achten, daß während der Aufnahme die gesamte Untersuchungsfläche großflächig zertrampelt wird.

Eine optimistische Rechnung ergibt für einen $50 \times 50 \text{ m}$ Bestand, auf dem 15 Dauerflächen (je 1 m^2) in einem zufälligen Raster aufgenommen werden, daß ca. 1 % (25 m^2) der Vegetation beim Auffinden der Flächen niedergedrückt wird (nach einer Idee von BROWN, A., CCW, Wales). Dazu wurde die Minimaldistanz zu jedem zufällig festgelegten Probepunkt von der

quadratischen Bestandesgrenze ermittelt. Ein Großteil des Weges wird dabei außen zurückgelegt, wo aber ebenfalls Vegetation zertrampelt wird, die in dieser Berechnung noch nicht berücksichtigt ist. Der gesamte Aufnahmevorgang mit zwei Bearbeitern bedeutet, daß mindestens 2-5 % des untersuchten Vegetationstyps tatsächlich betreten werden, was in kurzrasigen Beständen kaum störend wirkt, aber im Röhricht oder Moor massive Auswirkungen hat.

Eine weitere, unerwartete Wirkung der Dauerflächenuntersuchung stellte DIERSCHKE (1985) auf den gezielt gemähten Untersuchungsvarianten fest, nämlich erhöhter Kaninchenfraß.

Zusammenfassend sind die Bestände auf ihre Trittempfindlichkeit zu überprüfen und Vorkehrungen zu treffen, daß sowohl das Schutzgebiet und die eigenen Dauerflächen nicht gestört werden.

4.8 Aufnahmezeitpunkt und Beobachtungsgänge

Um vergleichbare Zeitreihen zu bekommen, muß die Aufnahme jährlich zum gleichen "Zeitpunkt" aufgenommen werden (GLANZ, 1986). Dabei kann man sich nur grob am Datum orientieren, weil der jährliche Witterungsverlauf doch um mehrere Wochen verschoben sein kann. Speziell am Beginn der Vegetationsperiode wirken sich um 2-3 Wochen verschobene Witterungsbedingungen oft drastisch aus. In dieser Zeit verändern sich die Deckungswerte schon wöchentlich. Am besten legt man den Aufnahmezeitpunkt in eine Periode, in der das vegetative Wachstum schon großteils abgeschlossen ist, und viele Arten schon in Blüte sind oder fruchten. Dann bleiben die Deckungswerte relativ konstant. Zusätzlich werden blühende Pflanzen leichter gesehen (DIERSCHKE, 1985) und können verlässlicher bestimmt werden. Der Aufnahmezeitpunkt sollte zusätzlich zum Datum mit bestimmten Phasen des Entwicklungszykluses einzelner Arten oder der phänologischen Situation mehrerer Arten definiert werden (SCHAUMBERG, 1995; GLANZ, 1986). Ein praktisches Beispiel für einen Halbtrockenrasen mit Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni wäre: *Linum austriacum* und *Dianthus carthusianorum* in gemeinsamer Blüte; gleichzeitig dazu darf *Teucrium chaemaedrys* noch nicht blühen. Dazu ist bei der Erstaufnahme eine einfache Dokumentation der Phänologie notwendig, die den Aufnahmezeitpunkt ausreichend charakterisiert.

Bitte beachten Sie, daß Pioniergesellschaften im Ablauf des Entwicklungszykluses oft ungeheuer flexibel sind. Beispielsweise können Bestände von *Limosella aquatica*, in Abhängigkeit vom Wasserstand, bereits im Juni zur vollen Entwicklung kommen, oder aber die Keimung setzt erst Mitte September ein. Eine Aufnahme in einem beweideten Rohrglanzgrasbestand mit Flutrasenelementen zeigte, daß im August nur 13 Tage genügen, um zwischen zwei Aufnahmen bei *Ranunculus repens* eine Zunahme von 25 Deckungsprozenten zu bewirken, während die anderen Arten relativ konstant blieben. Würde man den Aufnahmetermine in diese Phase legen, so liefern auch noch so exakte Methoden keine vergleichbaren Daten. Dieses Beispiel soll verdeutlichen, daß Dauerflächenuntersuchungen methodisch auf dem Wissen der Autökologie einzelner Arten aufgebaut werden sollten, und auch die Vegetationsdynamik auf der Ebene der Pflanzengesellschaft miteinbezogen werden muß.

In Dauerflächenuntersuchungen sind aber nicht nur Aufnahmetermine festzulegen, sondern auch regelmäßige **Kontrollgänge**. Mehrmals jährlich sollten die Dauerflächen und das gesamte Untersuchungsgebiet standardisiert beobachtet werden. In Formularen werden vor allem Umgebungsparameter festgehalten. Neben Wasserständen, Dauer von Trockenphasen und Managementspuren werden alle Unregelmäßigkeiten notiert, die für eine Vegetationsveränderung verantwortlich sein könnten. Dazu zählt etwa eine frische Autospur in der Wiese. Ein Minimum an Information sollte in Formularfeldern standardisiert abgefragt werden, damit die Daten verwaltbar und vergleichbar sind, der Rest wird in Textform vermerkt. Ein reines Protokoll verpackt die Information nicht effizient genug.

Die Interpretation einer Dauerflächenuntersuchung ist so gut wie die Erklärungsmodelle, die dahinter stehen. Die reine Aufnahme der Dauerflächen zeigt Veränderungen auf, erklärt sie aber nicht. Die Datenanalyse kann ergeben, daß die Wassermünze als Feuchtezeiger von 10 % auf 20 % Deckung zugenommen hat. Diese Tendenz kann auf eine bessere Wasserversorgung zurückzuführen sein, muß es aber nicht, weil diese Entwicklung durch Konkurrenzphänomene kurzfristig auch stattfinden kann. Ohne gezielte Beobachtung möglicher Wirkungsparameter wird die Interpretation zur Spekulation. Vegetationskundliche Dauerflächenuntersuchungen zu betreiben, heißt auch, die Wirkungsfaktoren mindestens im gleichen Ausmaß zu beobachten, wie die Vegetationsveränderungen. Die Wirkungsfaktoren beschreibt man einerseits durch regelmäßige Beobachtungen, aber auch durch regelmäßige Aufzeichnungen (Pegelstände, Klimafaktoren usw.).

4.9 Aufnahmefrequenz

Die Aufnahmefrequenz richtet sich im Wesentlichen nach den erwarteten Vegetationsveränderungen, den Veränderungsmöglichkeiten des Lebensraumes und der Arten und den vorhandenen Geldmitteln. Jährliche Aufnahmetermine sind teilweise üblich, in Waldökosystemen werden aber 3-10jährige Wiederholungen vorgeschlagen.

Wenn als Untersuchungsziel ein langfristiger Trend in der Vegetationsabfolge erkannt werden soll, genügt ein 3-5jähriger Aufnahmerythmus. Dadurch werden die jährlichen Schwankungen nicht miteinfaßt. Sowohl die geringere Feldarbeit, die geringere Datenverwaltung und auch die einfachere Auswertung sparen Zeit ein.

Pioniergesellschaften hingegen können mehrmals pro Jahr aufgenommen werden, wobei die Deckungswerte aller Aufnahmetermine eines Jahres gemittelt werden (GLANZ 1986). Dadurch werden die Daten von einer zeitlich nicht vorhersehbaren Störung unabhängig. Diese in der Summe sehr intensive Samplingstrategie kann aber zu einer erheblichen Trittbeflussung der Flächen führen (GLANZ, 1986).

ROWELL (1988) empfiehlt, Zeitreihen nicht vor einem Beobachtungszeitraum von acht Jahren abzuschließen. Selbst nach diesem Zeitraum muß man sich noch bewußt sein, daß noch immer nur Abschnitte von zyklischen oder linearen Trends beobachtet werden.

FERRIS-KAAN & PATTERSON (1992) empfehlen die Aufnahmefrequenzen an den Lebensformen (siehe Tab. 12) zu orientieren. Bei Effizienzkontrollen und Frühwarnsystemen sollte der Beobachtungsrhythmus feiner gewählt werden, damit eine Frühwarnung überhaupt noch möglich ist.

Tab.12: *Empfohlene Aufnahmefrequenzen (nach FERRIS-KAAN & PATTERSON 1992).*

Lebensform	Intervall (Jahre)	Beobachtungen
Hochwüchsige Bäume	5-10	3-5
Waldunterwuchs (mehrjährig)	1-5	3-5
Andere Mehrjährige	2-5	4-6
Zweijährige	1-2	6-9
Einjährige	1	8-12
Mischungen der Lebensformen	2-3	5-8

Wenn etwa die Entwicklungstendenzen eines Halbtrockenrasens (siehe Tab. 12:Zeile "Andere Mehrjährige") untersucht wird, dann sollte nach der Tabelle mindestens viermal im Zweijahresintervall erhoben werden, was eine gesamte Untersuchungsdauer von (4 x 2) acht Jahren bedeutet. Es können aber auch sechs Aufnahmen im Fünfjahresintervall durchgeführt werden, um bei einer Beobachtungsdauer von 30 Jahren, längerfristige Trends ablesen zu können.

In der Praxis hat sich bewährt, neu angelegte Dauerflächen zuerst jährlich aufzunehmen, und dann die Aufnahmefrequenz zu verringern. Das ist einerseits notwendig, weil anfangs oft Arten übersehen werden, und weil damit anfangs das jährliche Veränderungspotential festgelegt wird.

Speziell bei Überprüfung von Managementauflagen und Frühwarnsystemen sollte die Beobachtungsfrequenz erhöht werden, weil dann nicht die langfristige Sukzession das Untersuchungsziel ist, sondern die Warnung vor überschrittenen Grenzwerten. Bei langen Beobachtungsfrequenzen könnten Arten bereits verschwunden sein, wenn das Management kontraproduktiv war.

Als zusammenfassende Empfehlung sollten Monitoringprojekte für mindestens fünf Jahre angelegt sein. Speziell bei Annuellenfluren können dann bereits aussagekräftige Ergebnisse vorliegen und bei mehrjährigen Pflanzengemeinschaften sollten erste Trends erkennbar sein. Bei einem Zeitraum von zehn Jahren sollten schon brauchbare Prognosen formuliert werden können.

4.10 Vermarkung der Dauerbeobachtungsfläche

4.10.1 101 Möglichkeiten, eine sichtbare Dauerflächenmarkierung zweckzuentfremden

Zwei Meter hohe, farbige Holzpflöcke als Markierung sind herrlich schnell wiederzufinden, aber sie laden geradezu ein, daß man sie umwirft oder gar zur Aufbesserung der Brennholzvorräte entfernt; der Turmfalke weidet seine Mäuse darauf aus, Würger freuen sich über die neue Sitzwarte und das Wildschwein gräbt für gewöhnlich alles Interessante aus reiner Neugierde aus. Genauso animieren die Pflöcke noch den örtlichen Verschönerungsverein, junge Bäume daneben einzugraben und diese an der Markierung zu befestigen. Das sind keine theoretischen Störquellen, es ist alles tatsächlich schon passiert. Jeder geübte Dauerflächenbearbeiter kann die Liste aus eigener Erfahrung weiterführen.

4.10.2 Markierungsmethoden

Der Markierung von Dauerflächen wird im Allgemeinen zu wenig Zeit gewidmet. Das Hauptinteresse am Projektbeginn liegt in der Ausweisung der Flächen und dann sofort in der Erstaufnahme. Dazu genügt es, wenn man die Ecken provisorisch mit Steinen, Schilfrohren oder Holzstücken markiert. Man nimmt sich vor, bei der nächsten Begehung eine dauerhaftere Markierung zu schaffen. Oft ziehen sich diese Provisorien über Jahre, wobei die Markierung aus der lokalen Fundgrube mit Treibholz oder immer größeren Steinen usw. gerade noch am Leben gehalten wird, solange bis einzelne Flächen nicht mehr auffindbar sind. Ich habe noch mit keinem Monitoring-Ökologen gesprochen, der nicht mindestens eine Dauerfläche wegen mangelnder Markierung verloren hätte.

Eine professionelle Markierung, die von Generationen unterschiedlicher Bearbeiter wiedergefunden werden soll, benötigt meist ein Mehrfaches der Zeit, als in die Erstaufnahme der Fläche fließt. Das muß am Projektbeginn berücksichtigt und finanziell kalkuliert werden.

Dauerflächen stellen ein **wissenschaftliches Erbe** dar, das der Nachwelt erhalten bleiben muß. Alte Dauerflächen sind unbezahlbar, weil das die einzige Möglichkeit ist, aussagekräftige Daten über große Zeitspannen zu bekommen.

Die einzige langfristige Überlebenschance der Dauerflächen wird durch eine hochredundante Vermarkung der Fläche auf verschiedenen Erkennungsebenen erreicht.

- **Handskizze** (mit Kompaß und Maßband), oder die Position wird zusätzlich in eine Karte oder ein Luftbild eingezeichnet
- Leicht **sichtbare oberirdische Markierung** (Holzpflöcke, Farbmarken auf Bäumen)
- **Schwer sichtbare oberirdische Markierung** (aufliegende Kunststoffkappe, eingeschlagene Metallstifte oder Holzpflöcke, die knapp über das Erdniveau ragen)
- **Unterirdische Markierung** (für das Auffinden mit Metall- oder Magnetsuchgeräten, wenn möglich auch unter Pflugtiefe)
- Exakte **geographische Vermessung** (GPS, Tachymeter-Vermessung, siehe Kapitel 4.11).

Bei allen Arten der Markierung sollte beachtet werden, daß der Wissenschaftler für eventuelle Schäden an Personen und Maschinen haftbar ist. Das sind beispielsweise im Fuß eingetretene Metallteile oder beschädigte Mähbalken. Jede Art von Verletzungsgefahr muß bei der Markierung vermieden werden.

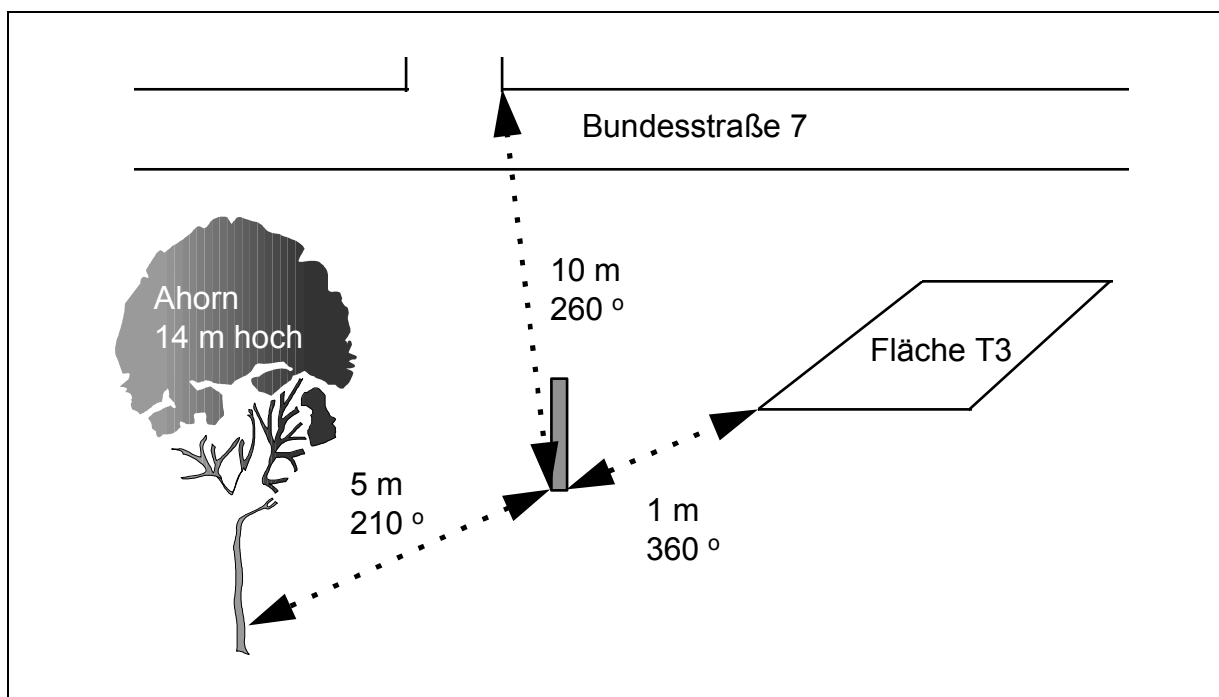


Abb. 19: Handskizze.

4.10.2.1 Handskizze

Eine sorgfältig angefertigte Handskizze (siehe Abb. 19) ist das schnellste Hilfsmittel, um eine Dauerfläche wiederzufinden. Es sollte eine gut sichtbare oberirdische Markierung als Bezugspunkt eingezeichnet sein. Es ist nur zu beachten, daß mit Maßband und Kompaßpeilung bei einer Entfernung von 10 m schon 1 m Fehldistanz auftreten kann. Das beruht einerseits auf der etwas ungenauen Kompaßpeilung, dem Mikrorelief und der Vegetationsstruktur (Schilf, Sträucher), die das Maßband ablenken können. Am besten hält man das Maßband

immer straff gespannt und läßt es nicht am Erdboden aufliegen. Die Bezugspunkte sollten möglichst dauerhaft sein. Bäume sind nur bedingt geeignet, weil sie leicht gefällt werden können. Straßenecken, Häuser, Straßenschilder und Felsen bieten gute, aber keine hundertprozentig sicheren Bezugspunkte. Am besten wählt man zur Risikostreuung mehrere, langlebige Bezugspunkte unterschiedlichster Kategorien (z. B. Bäume und Hauskanten), sodaß der Verlust von zwei Bezugspunkten verkraftet werden kann.

Das Einzeichnen der Fläche in Karten und Luftbilder kann nur zur ungefähren Orientierung, aber nicht zur Detailsuche dienen, da selbst bei einem Maßstab von 1:10.000 der eingezeichnete Markierungspunkt (Durchmesser 1 mm) schon eine Fläche von 100 m² einnimmt. Zusätzlich zur Handskizze kann auch eine Fotografie angefertigt werden, in der die Dauerfläche und die Entfernungen zu den Markierungen eingezeichnet werden.

4.10.2.2 Oberirdisch sichtbare Markierungen

Meist handelt es sich um Holzpflocke (haltbares Hartholz), die aber nicht direkt an der Dauerfläche stehen sollten, sondern etwas entfernt (z. B. immer 1 m nördlich vom NE-Eck der Fläche, siehe Abb. 19). Holzpflocke werden gerne von Vögeln als Sitzwarten angenommen, die hier bevorzugt abkoten und um den Pflock eine nährstoffreichere Vegetation hochkommen lassen. Speziell Turmfalken verwenden hohe Holzpflocke zum Ausweiden ihrer Beute. Das sollte man besonders beachten, wenn auf diesen Flächen auch zoologische Untersuchungen durchgeführt werden, sonst kann als Ergebnis die deutliche Abnahme der Mäusepopulation festgestellt werden, nur weil den Falken wegen der Pflocke bessere Jagdbedingungen geboten werden. Weiters behindern die Pflocke Mahd- oder Weidemanagement im unmittelbaren Umkreis, was bald durch ovale Bereiche um den Pflock angezeigt wird, in denen die Vegetation höherwüchsig ist. Das Weidevieh reibt sich gerne an den Pflocken, was zu einer erhöhten Trittbelastung um die Markierungen führt.

4.10.2.3 Schwer sichtbare Markierung auf Bodenniveau

Meist werden kleine Holzpflocke, Zeltheringe, Kunststoffrohre oder Stangeneisen in den Boden eingesenkt, so daß ein Ende an oder knapp über der Erdoberfläche sichtbar bleibt. Diese Markierung eignet sich, um alle Eckpunkte der Dauerfläche zu markieren. Gut bewährt haben sich auch Vermarkungsrohre (10-50 cm Länge, Preis mit Kunststoffkappe ATS 25-45,-) aus rostfreiem Stahl, an die eine neonfarbene oder weiße Kunststoffkappe gesteckt wird, die der Erdoberfläche plan aufliegt (Abb. 20). Die Kappe kann dann zwar theoretisch (nur mit Hilfsgescherten) von Fremden entfernt werden, der Vermessungspflock bleibt aber fest im Boden. Vom gut sichtbaren oberirdischen Pflock oder mittels einer Handskizze kann man sich mit Hilfe von Kompaß und Maßband bis auf wenige Zentimeter an diese schwer sichtbare Markierung annähern.

Besondere Vorsicht ist in Mooren und Feuchtlebensräumen geboten, weil hier Metallstifte langfristig stark absinken können.

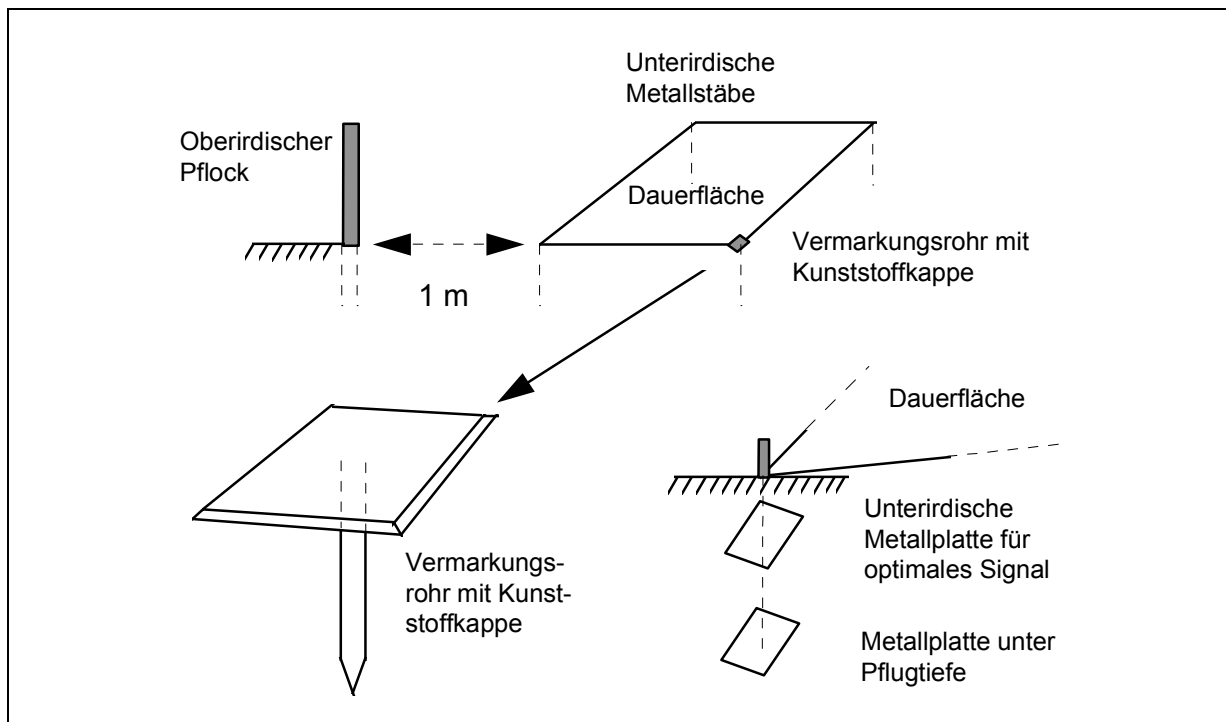


Abb. 20: Vermarkungsmethoden und- materialien.

4.10.2.4 Vergrabene Markierungen für Metall- oder Magnetsuchgeräte

Magnet- und Metallsuchgeräte eignen sich gut für die Nahsuche von vergrabenen Metallmarkierungen. Aufgrund des eingeschränkten Suchkreises (-1,6 m) muß man aber in Kombination mit genauer Handskizze oder GPS zuerst in die Nähe (wenige Meter) der Metallmarkierung gelangen.

Metallsuchgeräte sind bei umfangreicheren Projekten erforderlich, an denen mehrere Kartierungsteams mitarbeiten, die die Flächen nicht selbst vermarkt haben. Geortet können je nach Gerät entweder ferromagnetische Stoffe werden, bei bestimmten Geräten aber auch Aluminium. An den Eckpunkten der Dauerflächen werden Metallplatten oder -stäbe vergraben, die mit einer Punktpeilung des Metalldetektors sehr genau aufgefunden werden können. Die Qualität des Signals wird stärker durch die Oberfläche als von der Masse des Metalles beeinflusst (SMITH et al., 1985). Die besten Ergebnisse werden mit quadratischen Aluminiumplatten (5 x 5 cm-10 x 10 cm) erzielt, die etwas unter der Oberfläche schräg (45°) nach außen abfallend vergraben werden (CUMMINS, 1995, siehe Abb. 20), um den Abfluß von belastetem Wasser zu ermöglichen. Metallstäbe geben wegen der kleinen Oberfläche nur ein schwächeres Signal ab. Metallteile, die bis 30 cm eingegraben sind, können gut wiedergefunden werden, mit teuren Geräten auch bis 60 cm.

Eine Alternative dazu ist der Magnetdetektor, der allerdings teurer in der Anschaffung ist. Der Magnetdetektor erkennt nur ferromagnetische Teile (Metalle, die sich magnetisieren lassen), also Eisen, aber kein Aluminium. Es wird ein kleiner Magnet (30 x 10,5 mm oder 30 x 16 mm), der ein stärkeres Signal als Eisen abgibt, mit einem Bodenbohrer eingegraben. Der Einsatz von Magnetdetektoren ist vor allem in Gebieten anzuraten, in denen viele Metallgegenstände im Boden lagern (Bombensplitter, Mülldeponien), aber es ist oft schwierig das Signal von Metall und Magnet zu unterscheiden. MIERWALD, U. (mündl.) empfiehlt daher bereits vor der ersten Vermarkung die Fläche auf störende Metallgegenstände abzusuchen und gegebenenfalls zu verlegen. Auch die Anwendung in Gebieten mit magnetischem Ge-

stein oder Bergbauhalden funktioniert gut (ZACHARIAS mündl.). Die Magneten sollten auf kleinen Platten positioniert werden, damit sie nicht durch Wühlmäuse verdreht werden. Sie können bis zu 70 cm eingegraben werden.

Technische Daten für Metallsuchgeräte:

Modelle: z. B. Pool Star, IMB

Preis: ATS 9.000-23.000,- (Modelle um ATS 4.000,- sind wenig zufriedenstellend)
erhältlich im Fachhandel für Ortungstechnik oder Vermessungstechnik.

Technische Daten für Magnetsuchgeräte:

Modelle: z. B. Magna Trak 100, (oder Heliflux GA-52 CX)

Preis um ATS 10.000-12.000,-

Suchkreis bis maximal 1,5 m (verstellbar)

Magneten: 2 Größen ca. ATS 11,- (nur aus Deutschland bekannt)

erhältlich im Fachhandel für Ortungstechnik und Vermessungstechnik.

4.10.2.5 Weitere Vermarktungsmöglichkeiten

Weiters können Flächen auch mit kleinen vergrabenen Sendern vermarktet werden, die ein Signal aussenden, das mit einem entsprechenden Empfänger angepeilt werden kann.

Für epiphytische Moosgesellschaften empfehlen MUHLE & POSCHLOD (1989), Aluminiumnägeln in den Baum zu schlagen und so die Mikroquadrate zu markieren.

4.10.2.6 Verortung der Dauerfläche und Wiederfinden für Wiederholungsaufnahmen

Wenn von der Genauigkeit der einzelnen Verortungsmethoden gesprochen wird, muß zwischen dem Erstvermarken einer Dauerfläche und dem Wiederfinden für eine Wiederholungsaufnahme unterschieden werden. Die Erstverortung sollte die Position möglichst als Absolutwert (Weltkoordinaten) mit einem Fehler im Zentimeterbereich angeben. Dazu werden genaue Verortungsinstrumente benötigt (z. B. Tachymeter). Für das Wiederfinden der Fläche reichen auch meßtechnische Geräte aus, die durchaus einige Meter Abweichung besitzen können. Für die genaue Auffindung der Fläche können dann zusätzlich sichtbare Markierungen oder Metalldetektoren verwendet werden.

4.11 Vermessungstechnische Methoden der Verortung von Monitoringflächen

von Karl Reiter & Klaus Fussenegger

4.11.1 Summary

The measurement of points in context of a monitoring project is for this one to find the point/location again or for the representation in maps of meaning. Some methods are by the consequence described, this one vegetation ecologist also permit the out carrying of these measurements without big financial expenditure. The results of land surveying with a tachymeter, laserbased field glasses and a GPS plant are compared.

4.11.2 Einleitung

Geld und somit Zeit sind wohl nicht selten die limitierenden Faktoren bei der Durchführung von Monitoringprojekten. Ein nicht geringer Kostenfaktor eines solchen Unterfangens ist oft die räumliche Festlegung der Monitoringflächen.

Der primäre Sinn der Verortung liegt in der sicheren und raschen Wiederauffindung dieser Beobachtungsflächen. Besonders dann, wenn sie einige Jahre oder Jahrzehnte später noch einmal aufgesucht werden sollen, ist die Güte der Verortung von hoher Wichtigkeit. Wird die Lagebestimmung in ein absolutes Koordinatensystem eingebunden, so ist auch ein einfacher Vergleich des Monitorings mit anderen Daten im gleichen geographischen Raum möglich. Ebenso wird dadurch die Darstellung der Monitoringfläche auf verschiedensten Karten bzw. Bildmaterialien leicht und schnell machbar. Für den Vegetationsökologen, der mit einem Monitoringprojekt betraut wird, besteht im Rahmen der universitären Ausbildung direkt keine Möglichkeit, die Fertigkeiten aus dem Bereich der Vermessungskunde bzw. Geodäsie zu erlernen.

Die Möglichkeiten und Grenzen von verschiedenen Verfahren der Verortung für das Arbeitsgebiet der Vegetationsökologie, aber auch andere Zweige der raumbezogenen Biowissenschaften, werden in dieser Arbeit vorgestellt. Leitgedanke für die Beurteilung der vorgestellten Verfahren sind die Faktoren Präzision, Dauer eines Meßvorgangs und die Kostenfrage. Am konkreten Beispiel eines Wiesenmonitoringprojektes in den niederösterreichischen Kalkvoralpen wurde eine vergleichende Untersuchung der unterschiedlichen Verortungsmethoden durchgeführt.

Der letzte Teil dieser Arbeit soll einen weiterführenden Ausblick der Vermessungstechnik wiedergeben. Aktuelle Trends bzw. technische Entwicklungen der nahen Zukunft werden hier erörtert.

4.11.3 Untersuchungsgebiet

Die verschiedenen Methoden, die den einleitend gestellten Ansprüchen gerecht werden, wurden auf Wiesenflächen auf der Reisalpe (1.399 m) in den niederösterreichischen Kalkvoralpen vergleichend ausgeführt.

Das Monitoringprojekt, das die Grundlage der in der Folge vorgestellten Meßverfahren bildet, dient der Beobachtung der nutzungsabhängigen Wiesenentwicklung zur Erstellung von Managementplänen für die Erhaltung der charakteristischen Wiesentypen der niederösterreichischen Kalkvoralpen. Dieser montane „bunte-blumenreiche“ Wiesentypus ist durch Kulturmaßnahmen bzw. durch völlige Unternutzung in seinem Bestand stark gefährdet (REITER, 1993).

4.11.4 Monitoringflächen

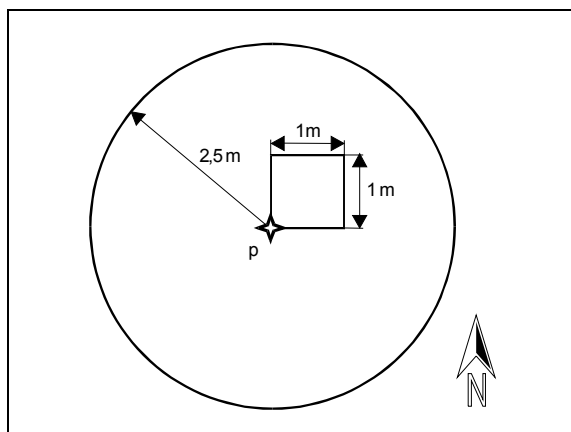


Abb. 21:
Größe und Lage der Vegetations- und der
Frequenzaufnahmefläche zum Verortungspunkt p.

Als Basisdatensatz für die Vergleichsuntersuchung dienen Daten von 14 Monitoringflächen. Diese verteilen sich auf ein Untersuchungsgebiet mit einer Größe von ca. 50 ha. Die vegetationsökologische Erhebung erfolgte in der klassischen Form nach BRAUN-BLANQUET (1964) bzw. nach dem Verfahren der Abundanzschätzung. Als Bezugsfläche dient für die Braun-Blanquet-Aufnahmen ein Kreis mit einer Fläche von 20 m². Dies entspricht dem Radius von 2,5 m. Alle Punktkoordinaten beziehen sich auf den Mittelpunkt dieses Kreises (siehe Abb. 21).

Für die Frequenzaufnahmen wurden quadratische Flächen mit einer Größe von jeweils 1 m² gewählt. Die Punktkoordinaten beziehen sich auf die linke untere Ecke (Südwest) der eingeordneten Quadrate (siehe Abb. 21).

4.11.5 Methoden der Verortung

Die Verortung von Monitoringflächen wird anhand von drei Gerätetypen vorgestellt. Diese Geräte werden von den Autoren seit einigen Jahren eingesetzt. Auch die Tatsache, daß diese Geräte mit geringen Grundkenntnissen der Geodäsie handhabbar sind, war ein leitender Gedanke bei der Wahl der Methoden. Zum Einsatz kamen:

- ein Tachymeter,
- ein lasergestütztes Fernglas (Freihanddistanzmesser) und
- zwei GPS-Empfänger.

Alle Gerätetypen sind vollelektronisch gesteuert und stellen einen ausgeglichenen Querschnitt der gängigen Vermessungsmethoden dar.

4.11.5.1 Das elektronische Tachymeter

Diese Geräte messen Horizontal- und Vertikalwinkel sowie Distanzen auf elektronischer Basis. Sie gewährleisten daher eine dreidimensionale Geländeaufnahme nach Lage (X- und Y-Koordinate) und Höhe (Z-Koordinate). Der ausgewählte Geländepunkt wird mit einem Reflektorprisma auf einem ausziehbaren Reflektorstab gekennzeichnet und mit dem Meßfernrohr des Tachymeters angezielt (GELHAUS & KOLOUCH, 1991). Die Aufzeichnung der Daten erfolgt entweder über einen internen Speicher oder über einen Anschluß auf eine externe automatische Datenregistrierung (Datenlogger). Als wesentliche Charakteristika derartiger Geräte gelten die Genauigkeit der Winkelmessungen, die Reichweite der Distanzmesser und die Art und Weise der Datenspeicherung bzw. auch der Umfang der geräteinternen Berechnungsprogramme.

Für die gegenständliche Arbeit wurde der Tachymeter **Leica TC500** eingesetzt. Als Datenlogger dient ein HP-Palmtop 200. Ein solcher Palmtop entspricht in seiner Größe einem Taschenrechner, wobei als Prozessor ein INTEL 80286 Prozessor eingesetzt wird. Somit sind Programme aus der PC-Welt auf solchen Rechnern lauffähig. Im konkreten Fall ist dies das Programm LEIKOM5 (Sokrates), das sowohl für die Datenspeicherung bei Vermessungsarbeiten als auch beispielsweise zum Abstecken („Übertragen von Punkten oder Linien eines vorgegebenen Projektes in die Örtlichkeit“ = Wiederauffinden von vermessen Objekten bzw. Punkten) verwendet werden kann.

Dieses Gerät ist, sofern es nur für einfache vermessungstechnische Aufgaben eingesetzt wird, relativ leicht bedienbar und kostet mit allen nötigen Zusätzen wie Stativ, Spiegel, Software ca. ATS 120.000,-.

Zur Einzelpunktberechnung aus den vom Gerät gelieferten Daten (Distanz, Vertikal- und Horizontalwinkel) wird von den Autoren das Programm LCD_HP_4 (GINZLER, 1996) verwendet, das die Berechnung von Polarpunkten oder Vorwärtschnitte erlaubt.

Meßvorgang und Meßwerte

Die Lage der natürlichen Objekte wird mit Hilfe der beiden Meßelemente Winkel und Strecke erfaßt. Ein Tachymeter liefert primär lokale polare Koordinaten, die durch die Lage des Ursprunges und durch eine Nullrichtung definiert sind. In einem Polarkoordinatensystem ist die Lage eines Punktes P durch den gegen die Nullrichtung (beispielsweise magnetisch Nord) zählenden Polarwinkels ω und seine Strecke s vom Ursprung mit P (ω , s) eindeutig gegeben. Eine anschließende Überführung in ein gebräuchliches rechtwinkliges Koordinatensystem (kartesisch, orthogonal) ist erforderlich. Dieses wiederum ist durch die Lage des Ursprunges und die Richtung von zwei rechtwinklig angeordneten Achsen definiert. Die Lage eines Punktes ergibt sich dann durch das reelle Zahlenpaar x und y mit P (x, y).

Um den genauen Ort eines Punktes in einem übergeordneten dreidimensionalen Koordinatensystem messen zu können, sind insgesamt sechs Koordinatenangaben erforderlich. Demnach muß zu Beginn einer Meßreihe die Lage von mindestens zwei Punkten nach Lage und Höhe vorliegen. Am bequemsten ist die Aufnahme, wenn man sich mit dem Meßgerät direkt auf einen bekannten Lagepunkt stellen kann. Von dort aus wird zur Orientierung der Winkelmessung ein zweiter bekannter Lagepunkt angezielt. Nun kann die eigentliche Meßreihe beginnen, wobei immer eine freie Sicht zwischen Zielpunkt und Standort des Meßgerätes erforderlich ist. Gibt es keine direkte Meßlinie zwischen Verortungspunkt und Gerätestandort, aufgrund von Geländeerhebungen o. Ä., so sind entsprechende Zwischenmessungen (Linienzüge, Transekte) durchzuführen. Die Koordinaten von zwei bekannten Punkten werden dem Lagefestpunktfeld entnommen. Die Landesvermessung schafft für ein Staatsgebiet Lage- und Höhenfestpunkte (Triangulierungspunkte) und legt diese in einem Bezugssystem fest (HAKE, 1982). In Österreich obliegt die gesetzliche Betreuung dieses Triangulierungsnetzes dem Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen. Es werden ca. 53.000 Triangulierungspunkte betreut, die in Abständen von 35 km bis 1,5 km in fünf Ordnungsebenen vorliegen.

4.11.5.2 Das lasergestützte Fernglas

Dieses kompakte Fernglas vom Typ **Leica Vector 1000** setzt sich aus einem optischen Teil, einem augensicheren Laserentfernungsmesser, einem digitalen Kompaß und einem Neigungsmesser zusammen. Somit ist auch mit diesem Freihanddistanzmesser, wie beim Tachymeter, eine dreidimensionale Geländeaufnahme nach Lage und Höhe möglich. Die hohe Qualität der Optik gewährt Beobachtungen mit ausreichender Schärfe, Kontrastumfang und Auflösung.

Die Entfernungsmessung erfolgt nach dem Prinzip der Laserdistanzmessung. Für eine Zeitdauer von 1/3 Sekunde werden einige tausend Laserimpulse an das anvisierte Objekt geschickt. Ein Teil der vom Objekt reflektierten Impulse kommt in den Feldstecher zurück und wird dort registriert. Die Zeitspanne von der Aussendung bis zur Registrierung wird gemessen und zur Berechnung der Distanz verwendet. Der Leica Vector erlaubt eine Distanzmessung im Bereich zwischen 24 m und 1.000 m.

Der digitale Magnetkompaß liefert sehr präzise Werte für den Horizontalwinkel und arbeitet unabhängig vom Neigungswinkel des Geräts. Der Neigungswinkel ist auf einen Meßbereich von $\pm 35^\circ$ beschränkt. Wichtig ist die Tatsache, daß magnetische Störwellen den Kompaß nicht irritieren.

Als Datenlogger kommt auch hier der zuvor beschriebene HP-Palmtop zum Einsatz. Das Programm zum Empfang der Daten wurde von den Autoren der vorliegenden Arbeit entwickelt. Die Daten werden im gleichen Format wie sie das Programm LEICOM5 liefert abgelegt. Daher können für die Berechnung der Koordinaten die gleichen Programme verwendet werden wie für den TC500 (Tachymeter).

Die Lagegenauigkeit des Vectors beläuft sich bei mittleren Meßdistanzen bis 300 m auf ca. +/- 0,5 Meter. Da die Distanzmessung eher abhängig von klimatischen Faktoren ist, versagt der Vector bei Nebel und starkem Regen.

Die Anschaffungskosten belaufen sich auf ca. ATS 100.000,- inklusive Datensampler und Auswertesoftware.

Meßvorgang

Der Meßvorgang erfolgt prinzipiell wie bei der Tachymetermessung. Zu Beginn einer Meßreihe ist jedoch nur ein bekannter Lagepunkt erforderlich, weil der integrierten Neigungsmesser und Kompaß keinen zweiten Lagepunkt erfordert. Zu berücksichtigen ist jedoch ein oft nicht zu verachtender Winkelfehler des Kompasses. Die Gitterlinien von ebenen, rechtwinkligen Koordinatensystemen verlaufen parallel zu dem nach geographisch Nord weisenden Hauptmeridian eines Meridianstreifens. Die als Gitternord bezeichnete Richtung dieser Gitterlinien weicht folglich in jeden östlich oder westlich des Hauptmeridians gelegenen Punkt von geographisch Nord um einen bestimmten Winkel ab. Diese Differenz wird als Meridiankonvergenz γ bezeichnet. Sie wird vom Meridian aus im Uhrzeigersinn gezählt, und ihre Größe ist abhängig vom Abstand des Punktes vom Mittelmeridian, dem ellipsoidisch-geographischen Längenunterschied ($L-L_0$) (WITTE & SCHMIDT, 1995).

$$\gamma = \frac{L-L_0}{r} \cdot \tan \varphi \cdot 57,3$$

γ Meridiankonvergenz [°]
 $L-L_0$... geographischer Längenunterschied zwischen
 Orts- und Hauptmeridian [km]
 φ geographische Breite [°]
 r Krümmungsradius [km]

$$\gamma = \frac{-40}{6370} \cdot \tan 48 \cdot 57,3 = -0,4^\circ$$

Im gegebenen Fall ist eine Winkelkorrektur des Kompasses auf -0,4° zu berücksichtigen.

Gegenüber dem Tachymeter entfällt beim Arbeiten mit dem Vector die Verwendung eines Reflektors, da hier das zu messende Objekt direkt anvisiert werden kann. Somit schafft dieses Gerät die Möglichkeit der „Einpersonen“-Vermessung, da die Mitarbeit eines Figuranten („Spiegelhalter“) entfällt.

4.11.5.3 Das Global Positioning System

Das Global Positioning System (GPS) wurde ab 1973 vom Joint Program Office, das zum amerikanischen Verteidigungsministerium gehört, entwickelt. WOODEN (1985) definiert dieses System als „Allwetter, weltraumgestütztes Navigationssystem entwickelt vom amerikanischen Verteidigungsministerium, um die Bedürfnisse des Militärs zur genauen Bestimmung von Positionen, Geschwindigkeiten und Zeit in einem permanenten überall auf der Erde allgemein gültigen Referenzsystem zu befriedigen“. In der Folge wurde dieses System auch zivilen Nutzern zur Verfügung gestellt.

Das GPS ist die derzeit modernste Vermessungsmethode und beruht auf der Nutzung von Informationen künstlicher erdumkreisender Satelliten (BILL & FRITSCH, 1994). Dabei werden über Zeitmessungen Distanzen zwischen Satelliten und Empfänger gemessen. Zur eindeutigen Bestimmung der drei unbekannten Koordinaten der Empfängerstation sind die gleichzeitige Messung der Pseudodistanzen zu mindestens vier Satelliten erforderlich. Demzufolge basiert das GPS-Konzept auf der Tatsache, daß überall auf der Erde gleichzeitig Signale von vier oder mehr Satelliten zu empfangen sind. Durch den vollständigen Ausbau der GPS-Satelliten-

konstellation auf 25 Satelliten und der Freigabe ziviler Auswertesoftware konnte das Anwendungsspektrum dieses Systems enorm ausgeweitet werden.

GPS-Vermessungen sind grundsätzlich bei allen Wetterbedingungen erfolgreich und haben daher generell eine deutlich geringere Abhängigkeit von der Witterung als Tachymeteraufnahmen (ANGERMANN et al., 1996). Ein weiterer Vorteil ist die weitgehende Unabhängigkeit von Fixpunkten. Traditionelle Vermessungen erfordern Fixpunkte, was in peripheren Bereichen oft einen überproportionalen Meßaufwand erfordert. Andererseits kann es bei GPS-Messungen wegen einer Beeinträchtigung der Horizontfreiheit (Abschattung der Satellitensignale durch Berge oder Baumkronen) zu Meßaussetzungen kommen. Nach BARWINSKI et al. (1996) ist für das GPS die Meßzeit pro bestimmbar Punkt weniger entscheidend als vielmehr das systemimmanente Problem, daß ein beträchtlicher Anteil der aufzunehmenden Punkte selbst in relativ offenen Lagen mit GPS nicht bestimmt werden kann.

Wegen des ursprünglich primär militärischen Nutzens wird von den Betreibern derzeit noch ein Störfilter (S/A, selective availability) eingesetzt. Dabei werden die Satellitenuhren künstlich verfälscht und somit die Meßergebnisse für zivile Nutzer bewußt verschlechtert.

Meßvorgang

Die Empfänger messen sogenannte Pseudoranges, die von den ausgesendeten Satellitensignalen abgeleitet werden. Die Pseudorange wird entweder bestimmt durch die Multiplikation der gemessenen Laufzeit des kodierten Signals mit dessen Geschwindigkeit oder durch die Messung der Phase des Signals. In beiden Fällen sind sowohl die Uhr im Satelliten als auch im Empfänger an der Messung beteiligt. Ausgehend von der bekannten Satellitenposition kann die Koordinate der Nutzerantenne abgeleitet werden. Da die Uhren in den Satelliten und in den Empfängern jedoch niemals wirklich synchron laufen, werden an Stelle von echten „Ranges“ sogenannte „Pseudoranges“ gemessen, bei deren Bestimmung bereits der „clock error“ mit einberechnet ist (HOFFMANN-WELLENHOF et al., 1994). Um nun eine Position zu berechnen ist man mit vier Unbekannten konfrontiert. Dies sind die drei Punktkoordinate (x, y, z) in „true range“ und der „clock error“.

GPS-Beobachtungen liefern drei Typen von Signalen: Trägerwellen, die auf diesen aufmodulierten Codes und Datensignale. Von der Grundfrequenz von 10,23 MHz des Satellitenszillators werden die beiden Trägerwellen L1 und L2 mit einer Länge von 20 cm abgeleitet. Der L2-Trägerwelle sind der sehr präzise P-Code und der etwas gröbere C/A-Code, der L1-Welle nur der C/A-Code aufmoduliert. Für zivile Nutzer steht nur das L1-Signal (Frequenz 1575,42 MHz) mit dem eher ungenauen C/A-Code zur Verfügung.

Bei der Trägerphasenmessung wird die Phase der Schwebungswellen gemessen, die eine wesentlich bessere Auflösung ergibt als bei der Messung mit den aufmodulierten Codes (WITTE & SCHMIDT, 1995). Diese resultiert aus der Phasendifferenz des vom Satelliten ausgesandten Trägersignals und dem vom Empfänger erzeugten konstanten Referenzsignals. Eine Messung, die auf der Trägerphase (Carrier Phase) basiert, hat die Phasenmehrdeutigkeit ($N = \text{ambiguity}$) als Unbekannte. Die Phasenmehrdeutigkeit ergibt sich aus der gesamten Anzahl der Wellenzyklen in der Entfernung Satellit – Beobachter. Wenn es gelingt diese Fehlereinflüsse zu Beherrschen, so läßt sich auch das hohe Genauigkeitspotential von GPS ausschöpfen und es somit für Ingenieurvermessungen zu nutzen (SEEBER & SCHMITZ, HTML).

Abhängig von den Phasen, die verarbeitet werden, der Anzahl von Kanälen, d. h. wieviele Satelliten gleichzeitig empfangen werden können, und den internen Programmen zur Ausgleichsrechnung gibt es unterschiedliche Typen von Empfängern. Für geodätische Empfänger, die für alle Arten geeignet sind, gelten eine Vielzahl von Leistungsmerkmalen. Dies ist vor allem die Möglichkeit des Empfangens der beiden Trägerfrequenzen (L1 L2), P-Code und acht oder mehr Kanäle. Derart ausgestattete Geräte kosten jedoch noch mehr als ATS 100.000,-.

Das GPS liefert primär ellipsoidisch geographische Koordinaten. Sie müssen in das gewünschte Landeskoordinatensystem transformiert werden. Als Koordinatensystem wird das Geodätische Weltsystem WGS84 gewählt, das ein dreidimensionales, kartesisches, geozentrisches Bezugssystem darstellt. Für praktische Anwendungen müssen die Ergebnisse jedoch oft in die jeweiligen lokalen Systeme umgerechnet werden.

Meßgeräte

Bei den im konkreten Fall verwendeten Geräten handelt es sich um zwei **Magellan NAV-5000pro**, die je mit einem Palmtop (Taschencomputer) und einer Multipath-Antenne ausgestattet sind. Zur Berechnung der Positionen kommt die Postprocessingsoftware, vertrieben von der Firma Magellan, zum Einsatz. Bei beiden Geräten handelt es sich um sogenannte GPS-C/A-Code und Carrier-Phase-Empfänger. Sie sind nicht mehr auf dem aktuellsten Stand der Technik, da sie einem technischen Entwicklungsstandard um 1991 entsprechen.

GPS-Meßverfahren

Drei unterschiedliche Methoden der GPS-Vermessung kamen zum Einsatz: das Verfahren der Averagemessung, der Differentialmessung und der Carrier-Phase-Messung. Die Verfahren unterscheiden sich bezüglich des Geräte- und Zeitaufwandes sowie der Meßgenauigkeit.

- **Averagemessung**

Das Gerät wird auf die zu bestimmende Position gebracht und aus einer vorzugebenden Anzahl von Einzelmessungen eine Position gemittelt. Vorzugsweise wurden pro Verortungspunkt 100 Einzelmessungen durchgeführt. Die Genauigkeit dieser Meßmethode wird durch den Störfilter (S/A) maßiv verschlechtert.

Genauigkeit: Lage ± 100 m, Höhe ± 140 m

Durchschnittliche Meßdauer pro Verortungspunkt: 5 min.

- **Differential GPS (DGPS)**

Bei dieser Form der Positionsbestimmung handelt es sich um eine Positionsdifferentialtechnik, die mit zwei Empfängerstationen arbeitet. Durch die Verwendung von zwei GPS-Empfangsstationen kann der S/A-Störfilter technisch umgangen werden und damit eine wesentlich höhere Meßgenauigkeit als bei der Averagemessung erreicht werden. Eine solche Messung erfolgt durch eine Basisstation, die sich auf einem bekannten Punkt befindet und einem mobilen Empfänger (Roverstation), die auf die zu bestimmenden Positionen gebracht wird. Die Basisstation liefert dabei über eine gemittelte Position (Average-Position) die Grundlage einer Ausgleichsrechnung.

Erfolgt die Ausgleichsrechnung bereits vor Ort, so spricht man vom Verfahren des Felddifferentials. Dabei werden die erforderlichen Korrekturwerte über Funkverbindung an die Roverstation (Gerät an der zu bestimmenden Position) übermittelt.

Die Methode des Felddifferentials eignet sich auch zum Wiederauffinden von Punkten. Mit Hilfe von Navigationsroutinen wird durch Angabe der Position eines zu erreichenden Punktes (Waypoint) die Entfernung in Nord-Süd und in Ost-West-Richtung von der aktuellen Position angegeben.

Die Lagefehler belaufen sich bei der Methode des DGPS auf ± 3 bis 5 Meter.

Durchschnittliche Meßdauer pro Verortungspunkt: 10 min.

- **Carrier-Phase-Messung**

Gleich wie bei der DGPS-Methode werden auch hier zwei GPS-Stationen benötigt. Zur genaueren Positionsbestimmung wird allerdings bei der Distanzmessung die Phase der Trägerwelle benutzt. In diesem Falle ist es nötig die Phasenmehrdeutigkeit über reine Differentialverfahren zu bestimmen.

Die erforderlichen Korrekturdaten der Basisstation können entweder noch vor Ort oder erst nach der Meßkampagne (post processing) an die mobile Station übermittelt werden. Die Berechnung der Korrekturwerte nach der Meßkampagne ist zwar mit einem geringeren Geräteaufwand verbunden, liefert allerdings die Lagekoordinaten zu einem späteren Zeitpunkt. Dadurch ist eine Kontrolle der Messungen vor Ort nicht möglich. Fehlerhafte Messungen, beispielsweise verursacht durch den Verlust von Satellitensignalen während der Meßdauer, werden oft zu spät entdeckt und führen somit zu Folgekosten. Weiters können mit dieser Methode keine Punkte gezielt angepeilt werden.

Im gegenständlichen Monitoringprojekt wurden die Korrekturwerte der Basisstation erst nach der Meßkampagne mit der Roverstation verrechnet.

Bei der Methode der Carrier-Phase-Messung ist es zielführend mit GPS-Empfängern zu arbeiten, die mindestens acht verschiedene Satellitensignale gleichzeitig empfangen können. Dies liefert eine bessere Aufzeichnungssicherheit von vier identen Satelliten auf beiden GPS-Stationen.

Die Lagefehler belaufen sich, abhängig von Gerätetyp und Dauer der Messung, von einem Meter bis wenige Millimeter.

Durchschnittliche Meßdauer pro Verortungspunkt: 30 min.

Planung von GPS-Beobachtungen

Einen wichtigen Einfluß auf die Qualität der GPS-Ergebnisse ist zum einen durch die Verfügbarkeit einer ausreichenden Anzahl von Satelliten und zum anderen durch eine günstige Geometrie zwischen Empfänger und verfügbaren Satelliten gegeben. Die erforderlichen Daten für die Planung eines geeigneten „Beobachtungsfensters“ werden von den Satelliten ausgesendet und als sogenannter Almanach abgespeichert. Aus diesen Werten können der PDOP-Wert (Position Dilution of Precision) bestimmt werden. Dieser Wert, der Angaben über die Geometrie der Empfänger-Satelliten-Konfiguration an einer bestimmten Position liefert, ist die Grundlage der Erstellung eines Einsatz- und Zeitplanes bei GPS-Messungen. Die ungünstigen geometrischen Satellitenkonstellationen ergeben sich aus den sich ständig ändernden relativen Positionen des Beobachters zum Satelliten im Orbit. Durch die heutige Ausbaustufe mit 25 Satelliten, gibt es nur noch selten Zeiten mit schlechteren Werten als drei für den PDOP-Wert.

4.11.6 Ergebnis

Da alle Monitoringflächen (siehe Abb. 22) mit den vorgestellten Methoden verortet wurden, kann nun ein Überblick über die erreichte Genauigkeit der Verortung bzw. auch über den zeitlichen Aufwand gegeben werden. Als Basis des Vergleichs dient die mit dem Tachymeter durchgeführte Vermessung, da diese gemäß der Gerätespezifikation am genauesten sein muß (± 3 cm). Somit wird dieser Wert als die wahre Lage des Monitoringpunktes bezeichnet.

In den Tabellen 13-18 werden als p1 bis p14 die Einmeßpunkte der Monitoringflächen bezeichnet. Als s1 bis s5 gelten die Gerätestandpunkte der Vector-, einiger GPS- und der Tachymetermessungen. Die Einmeßpunkte p1 bis p5 wurden vom Gerätestandpunkt s1 aus vermessen, p6 und p7 von s2, p8 und p9 von s3, p10 und p11 von s4 und p12 bis p14 von s5.

Jede gemessene Koordinate (x' , y') aus der Vector- und den GPS-Messungen wird mit der korrespondierenden Koordinate aus der Tachymetermessung (x , y) in Beziehung gesetzt indem die Differenz (x [m], y [m]) zwischen $x'-x$ und $y'-y$ gebildet wird. Zur Bestimmung der Abweichung (d [m]) zwischen der „wahren Lage“ und dem gemessenen Wert werden die beiden resultierenden Werte für x [m] und y [m] quadriert, addiert und daraus die Wurzel gezogen. Zur Darstellung der Qualität des jeweils gewählten Meßverfahrens wird über die Punkte das arithmetische Mittel und die Standardabweichung errechnet.

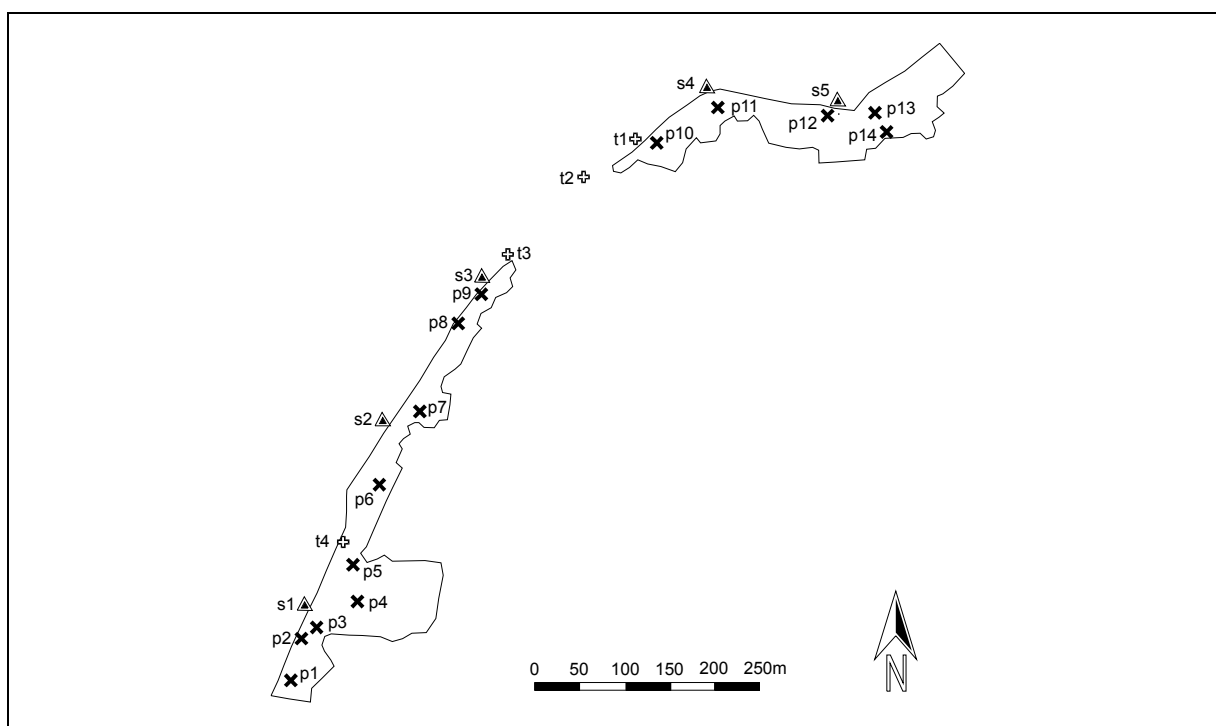


Abb. 22: Übersicht des Untersuchungsgebietes. Die Signaturen p1 bis p14 sind die Verortungspunkte für die Monitoringflächen. s1 bis s5 stellen die Gerätestandpunkte für die Vectorvermessung und Tachymetervermessung dar. t1 bis t4 sind erforderliche Zwischenmessungen des Tachymeters aufgrund von Sichthindernissen.

Tab. 13: Lageabweichungen d. Monitoringflächen, verortet mit dem Leica-Vector. Die Gerätestandpunkte sind mit dem Tachymeter bestimmt.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
p1	0,05	-0,27	0,27
p2	-0,48	0,27	0,55
p3	0,08	-0,36	0,37
p4	0,64	0,05	0,64
p5	-0,31	0,11	0,33
p6	-0,23	-2,06	2,08
p7	-0,42	-0,15	0,44
p8	-0,27	-0,47	0,54
p9	-0,22	-0,03	0,23
p10	-0,01	0,43	0,43
p11	0,37	-0,41	0,55
p12	0,40	0,65	0,76
p13	0,14	-0,13	0,19
p14	-0,60	0,71	0,92
arithmetisches Mittel			0,59
Standardabweichung			0,46

Tab. 14: Wie Tab. 13, jedoch: Die Lage der Gerätestandpunkte ist mit GPS durch die Nutzung der Carrier-Phase bestimmt.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
p1	0,21	-0,18	0,27
p2	-0,32	0,36	0,48
p3	0,24	-0,27	0,36
p4	0,80	0,14	0,81
p5	-0,15	0,20	0,25
p6	-0,48	-2,33	2,38
p7	-0,67	-0,42	0,79
p8	-0,83	-0,63	1,04
p9	-0,79	-0,19	0,81
p10	-0,07	0,66	0,66
p11	0,31	-0,19	0,37
p12	0,43	-0,02	0,43
p13	0,17	-0,80	0,81
p14	-0,57	0,04	0,57
arithmetisches Mittel			0,72
Standardabweichung			0,52

Tab. 15: Wie Tab. 13, jedoch: Die Gerätestandpunkte sind mit dem GPS-Verfahren des Felddifferentials bestimmt.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
p1	-3,86	-1,60	4,17
p2	-4,38	-1,06	4,50
p3	-3,82	-1,68	4,17
p4	-3,27	-1,28	3,51
p5	-4,21	-1,22	4,39
p6	3,09	-4,05	5,10
p7	2,90	-2,14	3,61
p8	-3,44	-7,59	8,34
p9	-3,40	-7,16	7,92
p10	-0,91	-2,74	2,88
p11	-0,53	-3,58	3,62
p12	0,31	5,12	5,13
p13	0,05	4,34	4,35
p14	-0,69	5,18	5,22
arithmetisches Mittel			4,78
Standardabweichung			1,51

Tab. 17: Lageabweichungen der Monitoringflächen, verortet mit der Methode des GPS-Felddifferentials.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
p1	0,44	1,73	1,78
p2	2,90	0,04	2,90
p8	-0,27	0,79	0,84
p9	1,56	6,60	6,78
p10	-0,72	-0,45	0,85
p12	1,23	-0,75	1,45
p14	0,01	-0,47	0,47
arithmetisches Mittel			2,15
Standardabweichung			2,03

Tab. 16: Lageabweichungen der Monitoringflächen, verortet mit der GPS-Carrier-Phase-Methode.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
s1	0,16	0,09	0,18
s2	-0,25	-0,27	0,37
s3	-0,56	-0,16	0,58
s4	-0,06	0,22	0,23
s5	0,03	-0,67	0,67
p9	0,10	-0,62	0,63
p10	1,80	0,80	1,97
p11	2,21	-0,64	2,30
p12	-0,09	-0,50	0,51
arithmetisches Mittel			0,83
Standardabweichung			0,72

Tab. 18: Wie Tab. 17, jedoch verortet mit der Methode der GPS-Average-Messung.

Punkt	X [m]	Y [m]	Distanz [m]
p1	-115,80	-132,03	175,62
p2	-86,56	-85,64	121,77
p3	-84,43	-26,39	88,46
p4	-69,62	-79,94	106,01
p5	-109,76	-10,36	110,25
p6	-94,79	-85,41	127,59
p7	-98,86	-54,16	112,72
p8	-93,87	-87,87	128,57
p9	-92,80	-114,39	147,29
p10	-90,42	-35,75	97,23
p11	-89,58	-82,62	121,86
p12	-99,50	-52,14	112,33
p13	-110,19	0,90	110,19
p14	-107,53	-50,24	118,69
arithmetisches Mittel			119,90
Standardabweichung			20,68

4.11.6.1 Vergleich Tachymetermessung mit Vector

Für Aussagen bezüglich der Messungen mit dem Vector sind sowohl die Präzision der eigentlichen Messung als auch die Qualität der Lagebestimmung des Gerätestandpunkts von entscheidender Bedeutung. Daher wird die Standpunktbestimmung durch drei Methoden (Bestimmung mit Tachymeter, GPS-Carrierphase u. GPS-Felddifferential) vergleichend gegenübergestellt.

4.11.6.2 Vergleich Tachymetermessung und GPS

Die folgenden drei Meßkampagnen resultieren aus der GPS-Average-Messung, der GPS-Felddifferential-Messung und der GPS-Carrier-Phase-Messung. Aus zeitlichen Gründen wurden bei den beiden letztgenannten Methoden nicht alle Punkte bestimmt.

Eine Carrier-Phase-Messung umfaßte einen Zeitraum von ca. 30 Minuten. Sie setzt sich aus der Vorbereitung (Bestimmung der optimalen Satelliten), der eigentlichen Messung (15 Minuten) und der Kontrolle zusammen. Insgesamt konnten mit dieser Methode drei Vermessungspunkte auf Grund von Signalverlusten nicht aufgenommen werden.

4.11.7 Diskussion

Die Effizienz der Verfahren wird sowohl auf die Wirtschaftlichkeit (Personal- und Geräteeinsatz) als auch auf die ausreichende geometrische Qualität der Datenerfassung bezogen.

4.11.7.1 Der Faktor Präzision

Einfache GPS-Messungen und das lasergestützte Fernglas liefern keine Werte, die auf „den Zentimeter genau“ sind. Das Ziel der Arbeit bestimmt das einzusetzende Verortungssystem. Als Beispiel für Untersuchungen, die exakte Lagebestimmung verlangen, mögen die Arbeiten von GOTTFRIED & PAULI gelten, die in diesem Buch vorgestellt werden (siehe Kapitel 5.2). Für die exakte Verortung von kleinen Dauerflächen (bis 4 m²) sind die beiden Methoden nicht geeignet. Bei größer dimensionierten Dauerflächen ist eine Fehlmessung von 0,5 -1 m verkräftbar. Besonders dann, wenn sie zusätzlich mit sichtbaren Gegenständen vermarktet sind. Mit den beiden Meßsystemen kommt man dann in einen vernünftigen Suchkreis, wo die Markierung visuell leicht gefunden werden kann.

Ist jedoch die Feststellung von Verbrachungstendenzen oder die Dokumentation von Veränderungen in Waldökosystemen das Ziel der Untersuchung, genügen Genauigkeiten von ca. 0,5 m, die mit dem lasergestützten Fernglas zu erreichen sind (siehe Tab. 13 und Tab. 14). Inwieweit die Präzision des Standpunktes von Bedeutung ist, hängt von der Punktstabilisierung bzw. von der Absicht des Einbringes der Objektpunkte in ein großmaßstäbiges Kartenwerk ab. Sofern der Gerätestandpunkt ein Triangulierungspunkt oder ein tachymetrisch vermessener Punkt ist, sind die Positionsbestimmungen bezogen auf ein Weltkoordinatensystem von hoher Präzision (Tab. 13). Eine einfache und schnelle Gerätestandpunktbestimmung bietet die GPS-Bestimmung durch die Methode des Felddifferentials. In diesem Falle sollte jedoch der Standpunkt dauerhaft, durch einen Metallstift o. Ä., signalisiert werden. Damit ist eine relative Koordinatenbestimmung beim Versuch der Wiederauffindung möglich.

Ein wesentlicher Nachteil der tachymetrischen Vermessung ist die Erstellung eines Polygonzuges bezogen auf mindestens zwei bekannte Punkte. Für die Fehlerabschätzung der Vermessung sollte ein solcher Polygonzug geschlossen werden. In einem waldigen oder hügeligen Gelände kann bei der Tachymeteraufnahme nur auf kurzer Sicht gearbeitet werden. Bei gegenständlicher Untersuchung mußten beispielsweise aufgrund von Sichthindernissen vier zusätzliche Tachymeteraufstellungen vorgenommen werden (siehe Abb. 22, t1 bis t4). In einem solchen Fall bietet die Präzisionsvermessung mit einem GPS enorme Vorteile. Hier gelten andere Kriterien für die Standortwahl der Verortungspunkte als bei den terrestrischen Messungen. Wichtig ist bei den GPS-Messungen nicht mehr die gegenseitige Sichtbarkeit der Netzkpunkte sondern der ungehinderte Empfang der Satellitensignale.

Tabelle 16 zeigt die Position einiger Punkte, die mit der Methoden der Carrier-Phase-Messung und anschließender Berechnung auf einem PC ermittelt wurde. Die Abweichungen liegen teil-

weise in einem Bereich von weniger als 50 cm. Mit guten, modernen Geräten können heute Fehlerraten im Bereich weniger Zentimeter ja sogar Millimeter erwartet werden.

Ein etwas schlechteres Ergebnis liefert die Methode des Felddifferentials, wie Tabelle 17 zeigt. Der Vorteil dieser Methode ist die Positionsbestimmung vor Ort. Fehlmessungen, die sich erst bei der Berechnung am PC zeigen, sind somit ausgeschlossen.

Die Verwendung eines GPS ohne Datenkorrektur (GPS-Average-Messung) kann keine geodätisch verwendbare Daten liefern (siehe Tab. 18). Auch für das Hinleiten auf einen signalisierten Punkt, wie beispielsweise auf eine vergrabene Eisenplatte, sind derartige Meßverfahren ungeeignet, da die Metallsuchgeräte zum Aufspüren dieser Punkte nur einen geringen Radius von wenigen Metern aufweisen. Für Untersuchungen, deren Ergebnisse in kleinmaßstäbigen Kartenwerken dargestellt werden sollen, können derartige Messungen befriedigende Lösungen sein. Der Nutzer solcher Daten muß sich jedoch der Tatsache bewußt sein, daß Fehlerraten von 100 m und mehr nicht selten sind.

4.11.7.2 Der Faktor Anschaffungskosten

Angaben bezüglich Kosten sind schwierig, da durch die rasanten Entwicklungen im Elektronikbereich alle vorgestellten Geräte entweder technisch verbessert werden oder Geräte mit den momentan aktuellen Kennwerten in einiger Zeit unvergleichlich billiger sein werden. Als Beispiel dafür möge das Tachymeter TC500 gelten, das 1992 noch ca. ATS 200.000,- gekostet hat, heute aber bereits um den halben Preis zu bekommen ist.

Der Vector ist eine sehr neue Entwicklung und ist für ca. ATS 80.000,- erhältlich.

Die Preise für ein GPS sind extrem unterschiedlich. Einfache 4-Kanal-Handgeräte sind um ca. ATS 5.000,- im Fachhandel erhältlich. Diese eignen sich jedoch bestenfalls für Average-Messungen. Für Phasenmessungen unter Verwendung der Differentialtechnik, die in der Regel den Einsatz von zwei Geräten verlangen, müssen pro Gerät mit Anschaffungskosten von mindestens ATS 70.000,- für gute Ergebnisse gerechnet werden. Den Kosten nach oben sind erst bei ATS 2.000.000,- Grenzen gesetzt.

Auch die Nebenkosten wie etwa die Kosten für die Datenlogger, Stative, Personalcomputer oder diverse Auswertprogramme, können sich noch auf eine beträchtliche Summe belaufen.

4.11.7.3 Der Faktor Zeit

Tachymetrische Vermessungen erfordern den höchsten Personal- und Zeitaufwand, da Gerät, Stativ(e), Prismenstange, Prismenspiegel in das Gelände transportiert werden müssen. Durch erschwerte Sichtkommunikation zwischen Gerät und Prismenspiegel entsteht die Notwendigkeit von zahlreichen zeitaufwendigen Standortwechseln des Vermessungsgeräts (siehe Abb. 22, Signaturen t1 bis t4). Diese Meßmethode erfordert in der Regel den Einsatz von zwei Personen.

Neuere **GPS-Anlagen** sind etwas schneller in der Initialisierung und in der Satellitenauffindung als die getesteten Geräte. Sie sind zwar teurer, arbeiten aber auch bei den Carrier-Phase-Messungen schnell. Weiters können sie von nur einer Person bedient werden, sofern die Basisstation geschützt und mit ausreichend großen Speicherkapazitäten ausgerüstet ist.

Die schnellsten Meßkampagnen sind jedoch mit dem Vector zu bewerkstelligen, da all die aufwendigen Arbeiten wie beim Tachymeter entfallen. Schlechte Witterung wie Regen und Nebel können jedoch die Arbeitszeit mit dem Vector im Gelände unverhältnismäßig stark erhöhen.

4.11.7.4 Tabellarischer Überblick bezüglich einiger Bewertungsparameter der getesteten Meßverfahren

Bewertet werden die unterschiedlichen Verfahren der Positionsbestimmung hinsichtlich der Kennwerte Präzision, Kosten, zeitlicher Aufwand und Handhabbarkeit. Die Werte in der Tabelle entsprechen einer fünfstelligen Skala mit eins als dem besten und fünf als dem ungünstigsten Wert. Tritt der Spaltenwert fünf in der Tabelle auf, so ist die jeweilige Methode für die Verortung von Monitoringflächen auszuschließen.

Tab. 19: Relativer Vergleich der angewendeten Vermessungsmethoden. Werte entsprechen einer Punkteskala von eins (sehr gut geeignet) bis fünf (nicht geeignet) und sollen eine Eignung für das Verorten von Monitoringflächen darstellen.

Geräte	Präzision	Kosten	zeitlicher Aufwand	Handhabbarkeit
Tachymeter	1	3	4	3
Vector: Meßstandpunkt mit Tachymeter bestimmt	2	4	3	3
Vector: Meßstandpunkt mit GPS bestimmt	3	3	3	3
GPS: Methode der Averagemessung	5	1	1	1
GPS: Methode des Felddifferentials	3	4	2	2
GPS: Verwendung der Carrier-Phase	1	4	4	4

4.11.8 Ausblick

Auch oder gerade die Vermessungstechnik ist dem ständigen elektronischen Fortschritt unterworfen. Die technische Weiterentwicklung der Geräte war in den letzten zwei Jahrzehnten enorm und hält ungebrochen an. Dieses Kapitel schneidet deshalb einige Entwicklungen bzw. Trends in der Vermessung an. In naher Zukunft ist speziell in der Satellitennavigation und in der technischen Vernetzung von Vermessungssystemen mit gravierenden Verbesserungen zu rechnen.

4.11.8.1 DGPS-Echtzeitpositionierung (Real-Time-DGPS)

Mindestvoraussetzung für das System der Echtzeitpositionierung ist eine GPS-Empfangeinheit und ein DGPS-Korrekturdatenempfänger. Es werden hierbei von einer Referenzstation über Funk laufend die erforderlichen Korrekturdaten an den mobilen Empfänger gesendet. Dieses Verfahren ermöglicht die sofortige Bestimmung der Koordinaten im Feld und kann für eine Kontrolle vor Ort zweckmäßig sein. Die Übertragung der digitalen Korrekturdaten kann über Funkgeräte, Mobiltelefon oder Rundfunk erfolgen (PUNDT et al., 1996). Funkgeräte sind allerdings auf einen Aktionsradius von ca. 2 km beschränkt.

Eine kostengünstige und von den Autoren favorisierte Möglichkeit der Korrekturdatenübertragung ist der öffentliche Rundfunk. Für Präzisionsanforderungen im Meterbereich sind relativ wenige Daten zu übertragen, so daß die Übertragung im „Huckepack“ mit Rundfunkanwendung in Betracht kommt. „Ein bekanntes Vehikel ist hier das RDS (Radio Data System), das für die Übertragung von Daten im UKW-Rundfunk entwickelt wurde“ (HUBER, 1996). Von UKW-Rundfunkstationen wird „freie“ RDS-Kapazität zur Übertragung von Differential-GPS-Daten (DGPS-Daten) verwendet. Der Aufbau flächendeckender GPS-Referenzstationen durch den ORF und die gleichzeitige Aussendung der Daten über

durch den ORF und die gleichzeitige Aussendung der Daten über einheitliche Kommunikationsverbindung in einem standardisierten Datenformat bilden die Voraussetzung dieses Prinzips (SAUERMAN, 1993). Nach WANNINGER (1996) erfüllt diese „schmalbandige“ GPS-Übertragung Genauigkeitsanforderungen im Bereich von 1 bis 3 m. Die Entfernungen zwischen den Referenzstationen werden aus wirtschaftlichen Gründen um 50 km liegen.

4.11.8.2 Der Einsatz von Pen-Computer bei Meßkampagnen

Pen-Computer sind handliche Computer, die für den Einsatz im Gelände konzipiert sind. Sie sind wetterfest gebaut und besitzen keine Tastatur. Weiters sind sie mit leistungsfähigen Akkumulatoren ausgestattet und somit für einige Stunden netzunabhängig. Der Name Pen-Computer deutet auf die Möglichkeit zur Dateneingabe mit einem Stift hin. Dieser Stift ersetzt die normalerweise verwendeten Eingabegeräte Maus und Tastatur. Mit Hilfe von Datenschnittstellen zu den jeweiligen Meßinstrumenten und mit zugehöriger Auswertesoftware können die Meßergebnisse direkt digital gespeichert und ausgewertet werden.

Monitoringflächen weisen einen eindeutigen Raumbezug auf. Sie werden daher oft im Zuge ihrer Auswertung in einem geographischen Informationssystem (GIS) erfaßt, digital gespeichert und analysiert. Heutige Meßinstrumente liefern die Meßergebnisse in digitaler Form. Es ist deshalb nur zielführend, die digitale Schiene von der Datenaufnahme bis zur Datenauswertung konsequent weiterzuführen. Beispielsweise ist der Einsatz von Pen-Computer dort zu empfehlen, wo geometrische Daten vor Ort zu erfassen, mit Attributen zu versehen und abzuspeichern sind (MÜLLER, 1996). Der bisher übliche Weg – Erfassung der Daten im Feld, Übertragung der Daten in den PC und Erstellung der Karte – wird auf einen einzigen Arbeitsschritt reduziert (INGESAND, 1996). Die Verwendung der Pen-Computer ermöglicht nicht nur eine effiziente Methode der Datenerfassung (PUNDT et al 1996; FÜRST, 1996), sondern erlaubt auch eine erste Kontrolle der Meßergebnisse vor Ort. Als weiterer Ausbauschritt sind auch schon diverse Datenauswertungen bzw. -analysen im Feld möglich.

Nachteile von Pen-Computer sind:

- Eingeschränkte Arbeitsdauer durch die beschränkte Energiespeicherung der Akkumulatorentechnik
- Eingeschränkte Lesbarkeit des Displays bei Tageslicht, insbesondere bei Farb-LCD-Displays
- Unübersichtliche Bedienung bei den heutigen Bildschirmgrößen.

4.11.8.3 Kombination von Meßinstrumenten

Die Kombination von diversen Meßinstrumenten kann zu einem flexiblen und hochfunktionalen portablen Meßsystem führen. Dabei erleichtert der Einsatz der Pen-Technologie nicht nur die Kombination von Meßinstrumenten, sondern macht sie überhaupt erst sinnvoll möglich.

Ein Beispiel einer sinnvollen Kombination von Meßinstrumenten liefern die beiden Systeme GPS und Freihanddistanzmesser (Leica Vector). Während der genauen statischen Einmessung eines Punktes mit GPS (Meßdauer von mehreren Minuten), können mit dem Freihanddistanzmesser zeitsparend weitere Punkte vermessen werden (FÜRST, 1996). Das GPS liefert dabei die für den Freihanddistanzmesser erforderlichen Standpunktkoordinaten, und der Freihanddistanzmesser wiederum beschleunigt die Punktmessungen. Mit dem Prinzip der Defizitkompensation können somit Nachteile des einen Meßsystems durch die Vorteile eines anderen Meßsystems abgefangen werden.

4.11.9 Zusammenfassung

Wenn Veränderungen der Vegetation in der Zeit an einem konkreten, räumlich festgemachten Objekt beobachtet werden sollen, gibt es auch für den Vegetationsökologen einige Meßverfahren zur Bestimmung der Objektposition, die im Bereich des Erlernbaren und auch Finanzierbaren liegen.

Motor dieser Möglichkeiten sind die rasanten Entwicklungen im Bereich der Mikroelektronik. Aufwendige Meßverfahren, Berechnungen und Grundlagenkenntnisse treten immer mehr in den Hintergrund und machen anwenderorientierten Verfahren Platz.

Die Zukunft geodätischer Vermessungen für Monitoringzwecke wird wohl im Bereich der Nutzung des GPS liegen. Der Ablauf der Messungen mit GPS und großteils auch die Auswertung wurden und werden automatisiert, so daß man zu Recht von einem „Black Box“-System sprechen kann. Die kurzen Ausführungen zu einigen ausgewählten Themenkreisen der Verortung von Monitoringflächen sollen diese „Black Box“ ein wenig aufhellen.

4.11.10 Literatur

- ANGERMANN, D.; BAUSLERT, G.; KLOTZ, J.; REINKIG, J. & ZHU, S. Y. (1996): Hochgenaue Koordinatenbestimmung in großräumigen GPS-Netzen. In: Allgemeine Vermessungs-Nachricht. 103. Jg., Heft 5, Verlag Herbert Wichmann, Heidelberg: 185-195.
- BARWINSKI, K. et al. (1996): Einmessung von Erdgas-Hochdruckleitungen mit GPS – wirtschaftlich eine Alternative? In: Allgemeine Vermessungsnachricht. Heft 6, 103. Jg., Verlag Herbert Wichmann, Heidelberg: 196-202
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzenphysiologie. 3. Aufl., Springer Verlag: Wien, New York.
- BILL, R. & FRITSCH, D. (1994): Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Band 1 Hardware, Software und Daten. 2. Aufl., Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg.
- FÜRST, P. (1996): Vermessung mit GPS und Laser-Feldstecher im Wald. In: Salzburger geographische Materialien, Angewandte geographische Informationsverarbeitung VIII, Heft 24, Hrsg. Strobel, Dollinger, Salzburg: 120-125.
- GELHAUS, R. & KOLOUCH, D. (1991): Vermessungskunde für Architekten und Bauingenieure; Werner Verlag.
- GINZLER, C. (1996): Die Anwendung der Grundwasserkuppel Theorie auf das Pürgschachenmoos: Eine hydrologische Grundlage für zukünftige Managementmaßnahmen. Universität Wien. Inst. f. Pflanzenphysiologie. Diplomarbeit.
- HAKE, G. (1982): Kartographie I; Allgemeines, Erfassung der Informationen, Netzentwürfe, Gestaltungsmerkmale, topographische Karten. 6. Neubearb. Auflage. Walter de Gruyter. Berlin, New York.
- HOFMANN-WELLENHOF, B.; LICHTENEGGER, H. & COLLINS, J. (1994): Global Positioning System, Theory and Practice; Springer Verlag: 353.
- HUBER, K. (1996): Echtzeit-DGPS für alle?, In: Zeitschrift für Vermessungswesen, Heft 9, 121. Jg., Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 455-460.
- INGESAND, H. (1996): Neue Computertechnologien verändern Aufnahme und Absteckung. In: Vermessung Photogrammetrie Kulturtechnik. Heft 8, 94. Jg.: 419-422.
- MÜLLER, W. (1996): GIS auf Basis von Pen-Computer für Aufgaben der Ländlichen Entwicklung. In: Zeitschrift für Vermessungswesen, Heft 8, 121. Jg., Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 396-404.
- PUNDT, H.; BRINKKÖTTER-RUNDE, K. & STREIT, U. (1996): GPS-unterstützte digitale Felddatenerfassung für Geoinformationssysteme in Land- und Forstwirtschaft. In: Salzburger geographische Materialien, Angewandte geographische Informationsverarbeitung VIII, Heft 24, Hrsg. Strobel, Dollinger, Salzburg: 110-119.

- REITER, K. (1993): Computergestützte Methoden der Vegetationsökologie unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobenerhebung, Dissertation Universität Wien.
- SAUERMANN, K. (1993): GPS-Verfahren für den Nahbereich mit kurzen Beobachtungszeiten in Vermessung und Ortung, In: Deutsche Geodätische Kommission bei der Bayrischen Akademie der Wissenschaften, Heft 403, Reihe C, Dissertation, Technische Hochschule Darmstadt, Fachbereich Vermessungswesen.
- SEEBER, G. & SCMITZ, M. (HTML): Methodik der GPS- und DGPS-Messung; HTML-Dokument, Hannover.
- WITTE, B. & SCHMIDT, H. (1995): Vermessungskunde und Grundlagen der Statik für das Bauwesen. 3. neubearb. Auflage; Verlag Konrad Wittwer.
- WANNINGER, L. (1996): Präzise GPS-Positionierungen in regionalen Netzen permanenter Referenzstationen, In: Zeitschrift für Vermessungswesen, Heft 9, 121. Jg., Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 441-454.
- WOODEN, W., H. (1985): Navstar Global Positioning System. In: Proceedings of the First International Symposium on Precise Positioning with the GPS, Rochville, Maryland, April 15-19th, vol 1: 23-32.

4.12 Aufnahmeparameter

von Andreas Traxler

Untersuchungsparameter sind Merkmale der Vegetation, die beobachtet werden. Das können Deckungswerte, Biomasse, aber auch Blütenknospen oder der Verfärbungsgrad von Zweigen sein.

Häufig untersuchte vegetationsökologische Größen sind

- **Deckungswerte**
- **Individuenzahlen (Dichte)**
- **Biomasse**
- **Frequenz**
- Gesamtartenzahl
- Vegetationsstruktur
- Phänologie
- Räumliche Verteilungsmuster

Weitere Parameter sind beispielsweise

- Altersstruktur
- Basalfläche
- Bruthöhendurchmesser (BHD)
- Samenpool und -produktion
- Zuwachsraten
- Vitalitätsansprache
- Blattflächen-Index
- Physiologische Parameter usw.

Teilweise nach MUELLER-DOMBOISE & ELLENBERG (1974) und BONHAM (1989).

Der untersuchte Parameter ist für die Interpretation der Datenanalyse entscheidend. Jeder Parameter erlaubt nur bestimmte ökologische Rückschlüsse. Der Deckungswert sagt nichts über die räumliche Verteilung von Arten aus, die über andere Parameter zusätzlich ermittelt werden muß.

Wenn die Frequenz ermittelt wird, so ist das kein absolutes Maß der Häufigkeit. Es ist möglich, daß die Frequenz einer Pflanzenart in der Dauerfläche sinkt, obwohl der Deckungswert stark ansteigt. Die Aussage, daß die Frequenz der Tresse innerhalb von zwei Jahren von 25 % auf 50 % Frequenz gestiegen ist, darf ohne zusätzliche Parameter nicht als Anstieg der Deckung oder Individuenzahl interpretiert werden. Die Parameter müssen also nach der zu lösenden Fragestellung festgelegt werden.

4.12.1 Beschreibung wichtiger Parameter

4.12.1.1 Deckungswerte

Der Deckungswert gibt die relative Fläche wieder, die eine Pflanze zur Lichtaufnahme einnimmt (BONHAM, 1998). Deckungswerte sind sehr sensible Parameter, die auch innerhalb kurzer Zeit schwanken können. Man sollte nur wirklich starke Deckungswertveränderungen oder deutliche langfristige Trends beurteilen, weil kleine Schwankungen meist nicht interpretierbar sind. Ökologisch wichtiger als die Deckung, wird das Vorhandensein oder Verschwinden einer Art gesehen (WILDI, 1986). In Verbindung mit der Deckungsschätzung ist der Schätzfehler zu berücksichtigen, der unter ungünstigen Umständen beträchtlich sein kann.

4.12.1.2 Individuenzahlen (Dichte)

Die Individuenzahl pro Flächeneinheit wird als Dichte bezeichnet. Individuenzahlen haben bei gut abgrenzbaren Organismen eine hohe Aussagekraft und können unter dieser Voraussetzung optimal ermittelt werden.

4.12.1.3 Biomasse

Die Standortsfaktoren wirken direkt auf die Produktivität eines Bestandes, was sich in der Biomasse widerspiegelt (GLANZ, 1986; BONHAM, 1989). Die Biomasse ist ein Maß für die Vegetation, die tatsächlich vorhanden ist. Die vertikale Raumachse wird miterhoben. Dadurch zählt die Biomasse zu den aussagekräftigsten Parametern, muß allerdings meist sehr arbeitsintensiv erhoben werden.

4.12.1.4 Frequenz

Die Frequenz ist ein künstlicher Parameter, der sich aus Menge und Verteilung zusammensetzt. Die Frequenz kann unter geeigneten Umständen sehr objektiv erhoben werden. Die Aussagekraft ist stark von der Erhebungsmethode abhängig. Mißt man die Frequenz als Vorkommen von Arten in Flächen, so ist das kein Maß für die Artmächtigkeit, sondern für die Wahrscheinlichkeit eine Art vorzufinden (ROWELL, 1988).

4.12.1.5 Gesamtartenzahlen

Die Gesamtartenzahl ist für die Berechnung von Biodiversitätsindices wichtig und wird automatisch erhoben, wenn alle Arten in der Untersuchung berücksichtigt werden.

4.12.1.6 Phänologie

Die Zusammensetzung des generativen Entwicklungszustandes besitzt eine relativ hohe Indikatorfunktion. Der Blühaspekt reagiert meist sehr rasch auf Ereignisse und kündigt beispielsweise das Verschwinden der Arten schon vorher längerfristig an.

4.12.1.7 Vegetationsstruktur (horizontale und vertikale)

Die Vegetationsstruktur beschreibt die räumliche Zusammensetzung in der Dauerfläche. Das ist eine zusätzliche Datenqualität, die z. B. der reinen Deckungsschätzung fehlt.

Die Auswahl des Erhebungsparameters muß nach der Fragestellung getroffen werden. Die Korrelation zwischen Parameter und dem zu erklärenden Prozeß soll möglichst hoch sein. (Bsp.: Die Auswirkung der Mahd ist stärker mit der Artendiversität korreliert als mit der Deckung.)

4.13 Übersicht über Aufnahme- und Meßmethoden

Eine Aufnahmemethode verwendet bestimmte Meßeinheiten. Das sind Punkte, Linien, Flächen und Distanzen (nach BONHAM 1989). Diese Meßeinheiten werden mannigfach kombiniert und abgewandelt und ergeben dadurch eine Vielzahl an Methoden, die sich aber immer auf diese Grundelemente reduzieren lassen. Mit Punkten kann z. B. die Deckung aber auch die Biomasse erhoben werden. Viele Methoden können mehrere Parameter messen (sowohl Deckung, als auch Dichte).

Aus der Sicht der Statistik sollte jene Meßeinheit verwendet werden, die die kleinste Varianz in der Stichprobe besitzt (BONHAM, 1989).

Wichtige Methoden des vegetationsökologischen Monitorings sind:

- **Zählung**
- **Schätzung**
- **Frequenzbestimmung**
 - Frequenzmethode nach Raunkiaer (Frequenzrahmen)
 - Punkt-Quadrat Methode
 - Importance-score Methode
 - Frequency-score Methode
- **Transektmethoden**
 - Line-Intercept-Methode
 - Point-Line-Methode
- **Distanzmessungen**
 - Point-centered quarter Methode
- **Grafische Methoden**
- **Fotografische Methoden**
- **Deskriptive Methoden.**

Über kein Thema in der Dauerflächenforschung wurde mehr diskutiert als über die Aufnahmemethode. Warum wurde die Frequenzmethode verwendet und nicht die Individuenzählung – diese Schätzskala und nicht die andere, die ja viel genauer ist, dabei aber sehr rasch auszuführen ist, usw.? Es handelt sich tatsächlich um den schwierigsten Themenkreis, weil es so viele projektabhängige Variablen gibt (siehe Kapitel 4.2 Projektplanung), sodaß theoretisch alles möglich ist, aber praktisch nur wenig sinnvoll.

Augenblicklich ist die visuelle Deckungsschätzung sicher die häufigste Methode im Vegetationsökologischen Monitoring, weil sie einfach und schnell ist und zusätzlich auch genau sein kann. Zudem ist es eine gewohnte Arbeitsweise, die aus der Tradition der Pflanzensoziologie vertraut ist. Frequenzmethoden werden eher in der Grundlagenwissenschaft verwendet, wo für wenige Detailfragen eine möglichst objektive und genaue Methode angewendet wird. Dabei wird der erhöhte Zeitaufwand in Kauf genommen. Zählungen werden regelmäßig, dabei aber sehr gezielt und sparsam eingesetzt.

4.13.1 Objektive und subjektive Methode

Ein methodischer Diskussionspunkt ist häufig "objektiv versus subjektiv". "Objective is not always better" ist im Titel eines Artikels von DETHIER et al. (1993) enthalten. Erstaunlich und provokant, aber die visuelle Deckungsschätzung kommt unter günstigen Umständen den wahren Deckungswerten näher, als sogenannte objektive Methoden. Auch SMARTT et al. (1974, 1976 zitiert aus KENT & COCKER, 1992) verweisen darauf, daß sich die Genauigkeit der subjektiven Deckungsschätzungen an objektive Verfahren annähern kann. Mehrere methodische Arbeiten haben zu diesem Thema subjektive und objektive Methoden mit Hilfe von Computersimulationen und Freilandtests bewertet (BRAKENHIELM & QUINGHONG, 1994, DETHIER et al., 1993, FLOYD & ANDERSON, 1987) (siehe unter Kapitel 4.15.1.3).

Methodenauswahl muß nicht heißen, daß man sich primär zwischen subjektiven (= ungenau) und objektiven (= genau) Methoden entscheiden muß. Man kann Subjektivität bis zur Perfektion erlernen (Bsp.: Schätztafeln nach GEHLKER, 1977) und bekommt dann präzisere Daten als mit objektiven Methoden unter widrigen Umständen. Es gibt also eine Qualitätsspanne innerhalb jeder Methode, die meist unterschätzt wird.

Generell muß man aber sagen, daß Subjektivität Zeitersparnis bedeutet und die Erfahrung des Bearbeiters berücksichtigt, aber keine überprüfbare Datenqualität liefert. Objektivität geht mit Messungen oder Zählungen einher, was einen erhöhten Zeitaufwand bedeutet, aber geringe Fehlermöglichkeiten bei guter Vergleichbarkeit bietet. Jede Methode ist unter bestimmten Bedingungen gerechtfertigt. Das häufigste Limit ist Zeit, und in diesem Fall empfiehlt es sich, schnelle subjektive Methoden anzuwenden, weil objektive Methoden unter Zeitmangel völlig versagen, da dann zu wenige Arten und eine zu kleine Fläche erfaßt werden.

4.13.2 Funktionelle Einteilung von Parameter, Aufnahmeverfahren und Datenniveaus

Bei Verfahren zur Messung von Abundanz muß zwischen **absoluten** und **nicht absoluten Parametern** unterschieden werden. Ein Beispiel für nicht absolute Verfahren ist die Frequenzermittlung, weil die Werte von der Anzahl der Probeflächen und deren Größe abhängen. Eine Vergrößerung der Probefläche liefert andere Werte, was bei absoluten Parametern (beispielsweise Zählungen oder Deckungsschätzungen) nicht der Fall ist und diese Werte bei jeder Dauerflächengröße vergleichbar bleiben.

Weiters teilt man die Aufnahmeverfahren in **qualitativ**, **halbquantitativ** und **quantitativ** ein (GLANZ, 1986). Qualitative Verfahren liefern presence/absence Werte, also beispielsweise Artenlisten, die keine mengenmäßige Beurteilung erlauben. Halbquantitative Methoden sind Schätzverfahren beispielsweise mit der Braun-Blanquet-Skala. Quantitative Verfahren sind exakte Messungen (auch destruktive Biomassebestimmung) und Zählungen, wobei subjektive Fehler im allgemeinen gering sind.

Aufnahmeverfahren liefern unterschiedliche **Datentypen**, wobei aber ein Parameter wie die Deckung sowohl metrisch (planimetrisch bestimmte Fläche), ordinal (Schätzung mit Braun-Blanquet-Skala) und nominal (Bsp.: Streuwiesentyp) erhoben werden können.

Der Datentyp schränkt die Auswertung ein, weil nur bestimmte Rechenoperationen durchgeführt werden dürfen (WILDI 1986).

Nominaldaten sind rein qualitative Daten (Bsp.: Bodentyp) und es ist nur ein einfacher Vergleich ($D1=D2$ oder $D1 \neq D2$) erlaubt.

Ordinaldaten (Rangdaten) enthalten eine Rangordnung (Bsp.: klein, mittel, groß), die folgende Rechenoperationen erlauben: $D1=D2$, $D1 \neq D2$, $D1 < D2$, $D1 > D2$.

Metrische Daten besitzen gleich große Skalenabstände und können in **Intervall-Skalen** (ohne Nullpunkt) und eine **Ratio-Skala** (mit Nullpunkt) unterteilt werden. Ratio-Skalen erlauben alle arithmetischen Grundoperationen (WILDI, 1986).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß der Informationsgehalt der Daten mit der Höhe des Datenniveaus steigt (BACKHAUS et al., 1996).

4.13.2.1 Anforderungen an die Aufnahmemethodik

Nach GLANZ (1986) müssen acht Anforderungen an die Aufnahmemethodik gestellt werden, die als Checkliste verwendet werden können. Auch diese Anforderungen können nur ein Diskussionsvorschlag sein, der bei bestimmten Fragestellungen abgeändert werden kann.

Reproduzierbarkeit der Methode

Um die Wiederholbarkeit der Methode auch bei wechselnden Bearbeitern zu garantieren, muß die Methodik eindeutig und unmißverständlich formuliert sein. Auch bei sehr objektiven Methoden, wie der Punkt-Quadrat-Methode, erhält man bei Wiederholungsaufnahmen (nach wenigen Stunden) nicht das genau gleiche Ergebnis (STAMPFLI, 1991). Es gibt einen methodischen Fehler. Beispielsweise läßt die Konzentration der Bearbeiter nach oder der Wind drückt die Gräser stärker seitwärts.

Allgemeine Anwendbarkeit

Für eine einheitliche Datenerhebung muß die Methode unabhängig von der Bestandesstruktur in den bearbeiteten Vegetationstypen in gleicher Weise anwendbar bleiben.

Standortstörung

Das Aufnahmeverfahren darf die Dauerfläche nicht wesentlich stören (Trittbelastung, destruktives Abernten von Pflanzenteilen).

Genauigkeit

Alle Parameter müssen möglichst genau dokumentiert werden.

Objektivität

Subjektive Fehlerquellen sollen möglichst klein gehalten werden. Die Daten sollen möglichst artunabhängig erhoben werden und auch ohne Abhängigkeiten zur Flächengröße.

Zeit- und Materialaufwand

Das Verhältnis zwischen Aufwand und erwartetem Ergebnis ist abzuwägen.

Verwaltung der Daten

Daten sollen zur Durchführung von EDV-gestützter Auswertung einfach abrufbar sein (Erstellung von Datenbanken).

Auswertungsmöglichkeiten

Die gewonnenen Daten sollen so erhoben sein, daß sie ihre Fragestellung beantworten können und die geplanten Auswertemethoden überhaupt anwendbar sind. Bestimmte statistische Auswertungen sind nur dann erlaubt, wenn die Datengewinnung statistischen Stichprobenverfahren folgt.

4.14 Zählungen

Zählungen umfassen sowohl Pflanzenindividuen als auch Pflanzenteile, wie Sprosse, Blüten, Blätter, Samen oder Kurztriebe. Für bestimmte Untersuchungen ist es aussagekräftiger, wenn nur Pflanzenteile und nicht Individuen gezählt werden (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Viele Arten können bei ungünstigen Umweltbedingungen über Jahre hinweg noch vorhanden sein, zeigen eine Veränderung (z. B. Rückgang der Art) aber schon wesentlich früher in einem Rückgang der Blühtriebe an.

Für die Ermittlung der Individuen in Populationen oder Dauerflächen werden einfache Zählungen oder indirekte Verfahren (Distanz-Methoden nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) angewendet. Die Zählung ermittelt die Individuendichte einer Art in einer definierten Fläche, oder die Individuenzahlen von ganzen Populationen. Diese Methode wird vor allem bei großen oder gut abgrenzbaren und gut sichtbaren Arten mit geringer Dichte durchgeführt (Orchideen, Bäume, Sträucher). Die Datenqualität ist bei der Zählung im allgemeinen hoch, weil ein objektives Aufnahmeverfahren mit wenig Fehlermöglichkeiten vorliegt (HUTCHINGS, 1991). Beschränkt man sich aber nicht auf gut abgrenzbare Individuen (Rameten oder Geneten), so kann die Methode sehr ungenau werden. Eine eindeutige Definition der Zählheiten muß vorher festgelegt werden. Der Nachteil liegt in der sehr beschränkten Anwendbarkeit, weil sich nur wenige Pflanzen in einer vernünftigen Zeitspanne zählen lassen. Einzelne Grasarten in einer Wiese sind wegen der Dichte des Vorkommens nur in Kleinstflächen zählbar. Weitere Probleme treten auf, wenn es wegen Ausläufern und Seitentrieben keine klar abgrenzbaren Individuen gibt (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Die Individuenzählung ist ein geeignetes Monitoringinstrument, das man aufgrund der Zeitintensität nur gezielt für wenige geeignete Schlüsselarten einsetzen sollte. Ein umfangreiches Kapitel zur Zählung ist in GOLDSMITH (1991) enthalten.

Grafische Methoden, die alle Arten räumlich erfassen, liefern auch Werte zur Pflanzendichte, berücksichtigen aber zusätzlich die räumliche Verteilung (siehe Kapitel 4.15.6).

Ein praktisches Beispiel für Triebzählungen (Triebe) in einem *Caricetum curvulae* finden Sie bei SAUBERER (1994). Eine Kombination aus Zählungen und Darstellung von räumlichen Verteilungsmuster finden sie im Kapitel 4.15.6.2.

4.14.1 Eindeutige Koordinaten-Festlegung von Individuen

In bestimmten Fällen kann die räumliche Information von einzelnen Individuen bedeutend sein. Die Dauerfläche mit den Pflanzen braucht dazu nicht erst aufwendig abgezeichnet werden, da eine Angabe der Koordinaten genügt. Meist genügen schon zwei Markierungspunkte im Gelände für eine eindeutige Festlegung.

Die Aufzeichnung erfolgt durch

- x- und y- Koordinaten im Quadrat
- die Distanzen von zwei definierten Punkten
- die beiden Winkel von zwei definierten Punkten

(nach ROWELL, 1988, siehe Abb. 23).

Ein Anwendungsbeispiel wäre, daß Fraßspuren an Pflanzen bemerkt wurden. Die Auswirkungen können an der Einzelpflanze durch Koordinatenfestlegung über mehrere Jahre beobachtet werden.

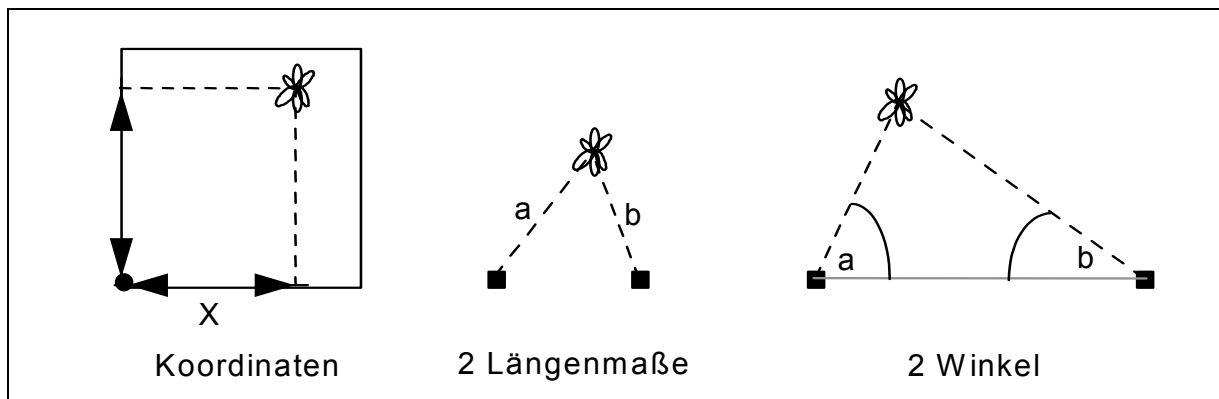


Abb. 23: Eindeutige Festlegung der räumlichen Position von Individuen (nach ROWELL, 1988).

Einen 0,5 x 0,5 m großen Meßrahmen stellt FISCHER (1987) vor, an dem zwei verschiebbare Lineale zwei der Raum-Koordinaten eines Individuums einmessen.

4.15 Methoden zur Ermittlung der Vegetationsdeckung

Die Deckung ist die Grundfläche, die bei einer vertikalen Projektion der Pflanzenteile eingenommen wird, ausgedrückt als Bruchteil der Gesamtfläche (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Die häufige Verwendung von Deckungswerten als Untersuchungsparameter liegt in der pflanzensoziologischen Tradition begründet, weil damit ein aussagekräftiges Bild über die Dominanzverhältnisse eines Pflanzenbestandes vermittelt wird. Die reine Deckungsermittlung erfaßt keine räumliche Verteilungsmuster und nur beschränkt Strukturmerkmale. WILDI (1986) warnt davor, daß die Deckung überbewertet wird, weil es viel aussagekräftiger ist, ob eine Art vorhanden ist oder nicht.

Die Deckung kann über visuelle Deckungsschätzung, Punkt-Quadrat-Methode, Line-Intercept-Methode, Basalflächenmessungen, bestimmte Distanz-Methoden, fotografische Methoden und Zeichenmethoden ermittelt werden (teilweise nach BONHAM, 1989, FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992).

4.15.1 Die visuelle Deckungsschätzung

Visuelles Schätzen kann im Optimalfall relativ genau sein, aber es ist schwer überprüfbar, in welchen Fällen die Methode genau ist und in welchen nicht.

Die Deckungsschätzung hat sich in unzähligen Untersuchungen bewährt. Bestechend ist die Einfachheit, die Geschwindigkeit und ihre generelle Anwendbarkeit für alle Struktur- und Vegetationstypen. Die hohe Subjektivität ist der häufigste Kritikpunkt, weil einerseits jeder Bearbeiter anders schätzt (Inter-Bearbeiterfehler) und selbst die Schätzwerte einer Person generellen Schwankungen (Intra-Bearbeiterfehler) unterliegen. Schon der veränderte Sonneneinfall oder Blickwinkel führt zu anderen Schätzergebnissen (MAAS, D. mündl.). Daher ist es wichtig, diesen Schätzfehler zu quantifizieren, damit die Glaubwürdigkeit der Aussagen überprüft werden kann (siehe Kapitel 4.15.1.3). Bei einem durchschnittlichen absoluten Schätzfehler von 8 % wäre es unsinnig, die Deckungszunahme von 3 % als abgesichertes Ergebnis zu interpretieren.

4.15.1.1 Wie sind Schätzfehler zu bewerten?

Teilweise wird die visuelle Deckungsschätzung wegen ihrer Subjektivität und hohen Fehlerrate abgelehnt (STAMPFLI, 1991), und es werden objektive Methoden gefordert. Diese Meinung wird vor allem in der wissenschaftlichen Grundlagenforschung mit populationsökologischer Fragestellung vertreten, weil hier meist kleine Flächen mit hoher Genauigkeit bearbeitet werden müssen. Für diese speziellen Fragestellungen ist ein Maximum an Datenqualität gefordert.

Eine andere Denkrichtung warnt davor, den subjektiven Schätzfehler sowie den subjektiven Fehler der durch wechselnde Bearbeiter entsteht, überzubewerten. Wichtig ist nur, daß ein Trend sicher erkannt werden kann, und das wird nur durch die Langfristigkeit der Beobachtung gewährleistet, und nicht durch Genauigkeit am falschen Platz. Die begleitenden Umstände einer Dauerflächenuntersuchung sind so unberechenbar und können zu unerkannten Fehlerquellen werden, daß eine Übergenauigkeit der Datenaufnahme nur unerklärliche Mikroschwankungen aufzeigt, die dann oft in der Auswertung noch interpretiert werden. Eine Genauigkeit, die in den Bereichen des kaum interpretierbaren "Datenrauschens" mißt, bringt keine besseren Ergebnisse, sondern nur detaillierter aufgezeichnete unerklärliche Mikroschwankungen. Eine lange Beobachtungszeitspanne verzeiht bestimmte Ungenauigkeiten. In Abb. 24 sehen Sie die modellhafte Darstellung einer Deckungsschätzung über zehn Jahre, die von vier wechselnden Bearbeitern (A-D) durchgeführt wurden. Es existieren starke jährliche Deckungsschwankungen, die teilweise durch die unterschiedlichen Bearbeiter verursacht worden sind. In diesem Beispiel überschätzt Bearbeiter B die Deckung, der langfristig ansteigende Trend ist aber erkennbar.

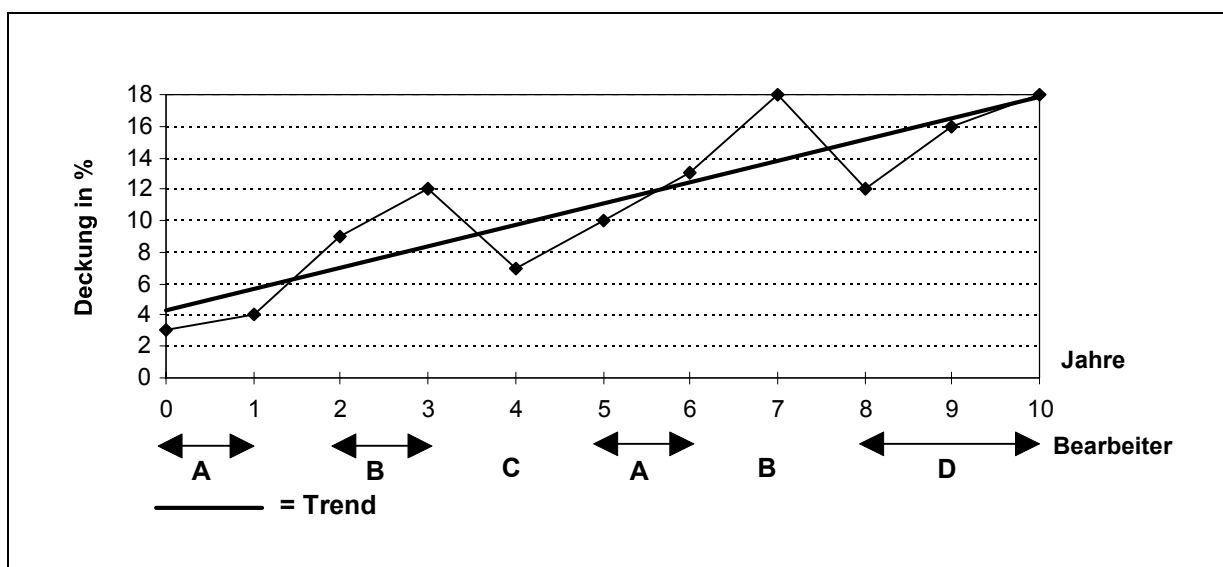


Abb. 24: Erkennbarer langfristiger Trend, trotz systematischer Fehlschätzungen der wechselnden Bearbeiter (nach einer Idee von MROTZEK, R.).

Für Studien, die nur langfristige Trends erkennen müssen, genügt also auch eine einfachere Methodik, die durchaus gewisse Schätzfehler beinhaltet. Will man außer dem generellen Trend auch die Schwankungen im Detail erklären, sind präzise Methoden anzuwenden.

Die Schätzgenauigkeit hängt von:

- Flächengröße (je kleiner, umso genauer)
- Verteilungsmuster der Art (kompakte Flecken sind besser schätzbar als verteilte Einzelindividuen oder durchwachsene Bestände)
- Wuchsform der Art (Horststrukturen und Rosetten sind einfacher zu schätzen als Gräser)

- Visuelle Unterscheidbarkeit der Arten (ähnliche Arten werden beim Überblicksschätzen optisch nicht getrennt)
- Schichtigkeit des Bestandes (Niederwüchsige, einschichtige Bestände sind gut schätzbar, mehrschichtige Wiesen nicht)
- Deckungsklasse der Art (im mittleren Deckungsbereich, um 50 %, existieren die höchsten mengenmäßigen Schätzfehler; STAMPFLI, 1991)
- Zahl der schätzenden Personen (zwei Bearbeiter, die eine Dauerfläche schätzen, sind wesentlich genauer als einer)
- Blühaspekt (blühende Pflanzen werden überschätzt (KENT & COCKER, 1992), bzw. werden viele Gräser übersehen, wenn sie nicht blühen; DIERSCHKE, 1985)
- Subjektive Verfassung des Bearbeiters
- Training des Bearbeiters (Schätztafeln, Handbuch für eine standardisierte Aufnahme).

Die maximal mögliche Schätzgenauigkeit hängt vom Bearbeiter und von der Vegetation ab, aber nicht von der Verwendung einer bestimmten Schätzskala. Die Skala transformiert aber die Schätzergebnisse. Besitzt die Skala Deckungsklassensprünge, die größer sind als der Schätzfehler, so kann die maximale Genauigkeit nicht voll ausgeschöpft werden, weil auch bei genauerer Schätzung der gleiche Wert eingetragen wird. Die Skala beeinflusst zusätzlich die Weiterverarbeitung der gewonnenen Daten und die Genauigkeit der Ergebnisse.

Bei pflanzensoziologischen Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) sind die Deckungen nur ein ungefähres Maß für die Mengenverteilung der Arten in der Pflanzengesellschaft; auf einige Prozent mehr oder weniger kommt es dabei nicht an. Bei Monitoringprojekten, in denen man Vegetationsveränderungen aufzeigen möchte, müssen die Deckungen oft genauer geschätzt werden. Im Detail ergeben sich viele Fragen:

Werden die toten Pflanzenteile der aktuellen Vegetationsperiode als Deckung gewertet?

Wird die höhere Vegetation auch dann geschätzt, wenn sie auf liegendem Totholz wächst?

Wie verhält man sich, wenn Individuen genau an der Dauerflächengrenze liegen usw.

(MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974)?

Es treten beim genauen Dokumentieren von kleinen Dauerflächen immer Grenzfälle auf, die man einheitlich lösen sollte, damit das Datenmaterial homogen bleibt. Diese Grenzfälle hatten in der pflanzensoziologischen Aufnahme kaum Auswirkungen auf das Ergebnis und wurden individuell gelöst.

Beispielsweise verändert ein durch Ameisen verursachter kleiner Erdhügel, die Deckungswerte in einer 1 m² großen Fläche schon beträchtlich. Es sollte prinzipiell für jedes Projekt ein praxisorientiertes Methodenhandbuch des Schätzens angelegt werden, in dem auch festgelegt wird, wie man sich in problematischen Grenzfällen verhält. Weiters ist zu beachten, daß die Deckungssumme aller Arten einer Fläche weit über 100 % liegen kann, weil sich die Blätter in mehrschichtigen Beständen bereichsweise überdecken (KENT & COCKER, 1992).

Die effektivste Art, subjektive Schätzfehler zu verkleinern, ist die **Teamarbeit**. Zwei Kartierer, die gemeinsam eine Fläche schätzen, liefern wesentlich objektivere Daten als eine Einzelperson, weil in der Diskussion ein Konsens über den Deckungswert erzielt werden muß. Grobe Fehler (Ausreißer) werden dabei gegenseitig aufgedeckt und dann gemeinsam korrigiert. Allein schon die Zahl an übersehenen Arten ist bei einem Bearbeiter relativ hoch. Arbeiten mehrere Freilandteams an einem Projekt, so kann die Homogenität der Daten gesteigert werden, indem die Bearbeiter in kurzen Abständen die Teams tauschen (CUMMINS, 1995). Dadurch werden praktische Erkenntnisse von einem Team zum nächsten weitergetragen und methodische Fehler rasch zwischen den Bearbeitern korrigiert.

Problematisch ist auch, daß sich manche Arten aufgrund ihrer Wuchsform und räumlichen Verteilung (Klumpung) sehr genau schätzen lassen, und andere Arten kaum schätzbar sind. Das schafft ein inhomogenes Datenmaterial und es muß beim Auswerten immer der größere Schätzfehler angenommen werden. Es hilft allerdings, wenn im Aufnahmeformblatt hinter den Deckungswerten eine eigene Spalte angelegt wird, in der die subjektive Schätzgenauigkeit für jede Art eingetragen wird (z. B.: 3teilige Skala mit gut-, durchschnittlich-, schlecht schätzbar). Werden in der Auswertung nur ausgesuchte Arten berücksichtigt, dann kann für gut schätzbare Arten ein geringerer Schätzfehler angenommen werden.

Die Schätzgenauigkeit hängt stark von der Wuchsform der Arten, aber auch sehr wesentlich von der Flächengröße ab. Flächen bis 1 m^2 sind noch relativ genau zu schätzen, weil dieser Ausschnitt noch gut überblickbar ist, und die Arten noch gemeinsam wahrgenommen werden (DETHIER et al., 1993). Auf größeren Flächen wird die Deckung ausschnittsweise erfaßt oder aus dem Gedächtnis summiert, weil die Fläche nicht mehr auf einmal überblickt werden kann, und der Wahrnehmungsausschnitt zu wechseln ist. Dabei nimmt die Genauigkeit ab. Müssen größere Flächen genau geschätzt werden, so können diese in 1 m^2 Teilflächen unterteilt und einzeln erhoben werden. Die Schätzwerte der einzelnen Schätzflächen können dann auf die größere Gesamtfläche (Dauerfläche) hochgerechnet werden.

Das Schätzen einer Art, welche über die Dauerfläche verteilt ist, wird über geistiges Hin- und Herschachteln bewerkstelligt, bis die Art virtuell in eine Ecke verfrachtet ist und mit einer bekannten Unterteilung (z. B. $\frac{1}{4}$ der Fläche) verglichen wird (siehe Abb. 25). Dabei läßt man am besten dichtere Bestände an Ort und Stelle und verschiebt den geringeren Restbestand in diesen Bereich. Als Unterteilung eignet sich auch die Diagonale des Quadrates, wenn das resultierende Dreieck besser als Bezugsfläche paßt.

Der eigentliche Schätzvorgang in kleinen Quadraten (bis 4 m^2) kann folgendermaßen unterteilt werden:

- Genaues Absuchen des ganzen Quadrates aus geringer Entfernung, um die Art zu finden und eine grobe Abschätzung zu treffen (viel, mittel, wenig).
- Geistiges Zusammenschieben der Art in eine Ecke des Quadrates und mengenmäßiges Abschätzen (siehe Abb. 25).
- Überblicksartiges Schätzen der Art auf einen Blick aus größerer Entfernung.
- Vergleich der Werte aus der Schiebetechnik mit der Überblicksbewertung und, daraus resultierend, die endgültige Schätzung.

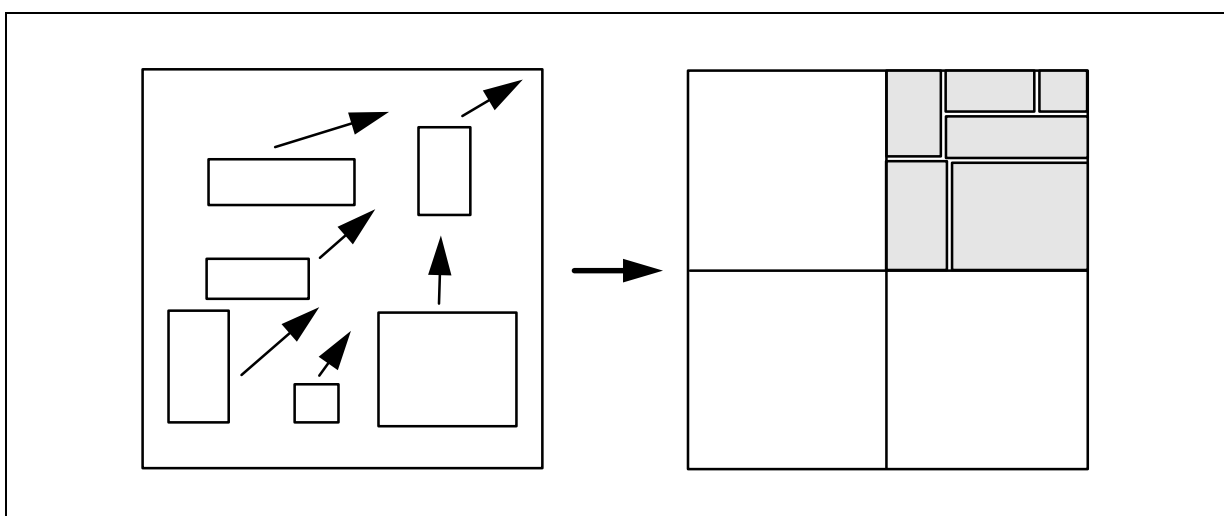


Abb. 25: Geistiges Verschieben von verteilten Vegetationsmustern in eine Dauerflächenecke.

4.15.1.2 Praktische Schätzhilfen

Schätztafeln und Eichung der Bearbeiter an Flächen

GEHLKER (1977) bildete Schwarz-Weiß Schätztafeln mit einfachen geometrischen Formen ab, wobei alle Deckungsklassen getestet werden können. Weitere Schätztafeln stammen von GEYGER (1964 zitiert aus GEHLKER, 1977), die für neun verschiedene Blatttypen der Wiesenarten angefertigt wurden. Primär eignen sich die Tafeln, um das Problem des Schätzfehlers bewußter wahrzunehmen, weil die Schätzabweichung sofort quantifizierbar wird. Verschiedene Gesetzmäßigkeiten, wie regelmäßige Über- oder Unterschätzungen werden ebenfalls wahrgenommen. Wichtiger als das Schätzen an Quadraten zu üben, ist aber die Übertragung dieser Erfahrungen in die Feldarbeit. Auf der Dauerfläche ist das Schätzen wesentlich komplizierter, weil nicht nur geometrische Muster vorhanden sind und die dritte Dimension störend hinzukommt. Es empfiehlt sich, regelmäßig eine gemeinsame Schätzkontrolle auf einer Dauerfläche durchzuführen, um die Unterschiede unter den Bearbeitern festzustellen.

Fausttrick

Kleine Deckungswerte (bis 15 %) können gut mit dem Fausttrick geschätzt werden. Eine große Männerhand ergibt als halboffene Faust ein 10 x 10 cm Quadrat, das bei einer 1 m² Dauerfläche die Fläche von einem Prozent abdeckt. Die Faust ist eine mobile optische Bezugsgröße, die man über die geklumpten Artvorkommen im Quadrat hält und dabei die Prozente mitzählt, ohne daß man die Arten dabei stark geistig verschieben muß.

Schätzrahmen

Ein Rahmen mit Gitternetz schafft ebenfalls kleinere Unterteilungen, die das Schätzen erleichtern. Den Rahmen fertigt man am besten aus Aluminiumleisten (3-4 cm x 3-4 mm), die an den Ecken mit Schraubenmuttern rasch fixiert werden können. Durch zweimaliges Zusammenklappen, ohne dabei die Bespannung entfernen zu müssen, wird der Rahmen leichter transportierbar (siehe Abb. 26). Für die Bespannung bohrt man kleine Löcher in die Leisten. Bei höheren Vegetationstypen kann der Rahmen nicht auf den Boden aufgelegt werden, ohne die Struktur zu stören. Es sollte ein höhenverstellbarer Rahmen konstruiert werden, der auf vier Beinen höhenvariabel festgeschraubt werden kann.

Trifft man auf regelmäßig verteilte Gräser, die nur schwer schätzbar sind, hilft es, mehrere kleine Flächen (Gitterunterteilungen) repräsentativ abzuschätzen, weil man auf kleinen Flächeneinheiten die einzelnen Arten noch optisch unterscheiden kann und so den Schätzfehler verringert. Der Mittelwert mehrerer repräsentativer Kleinquadrate ergibt dann die Deckung der Dauerfläche.

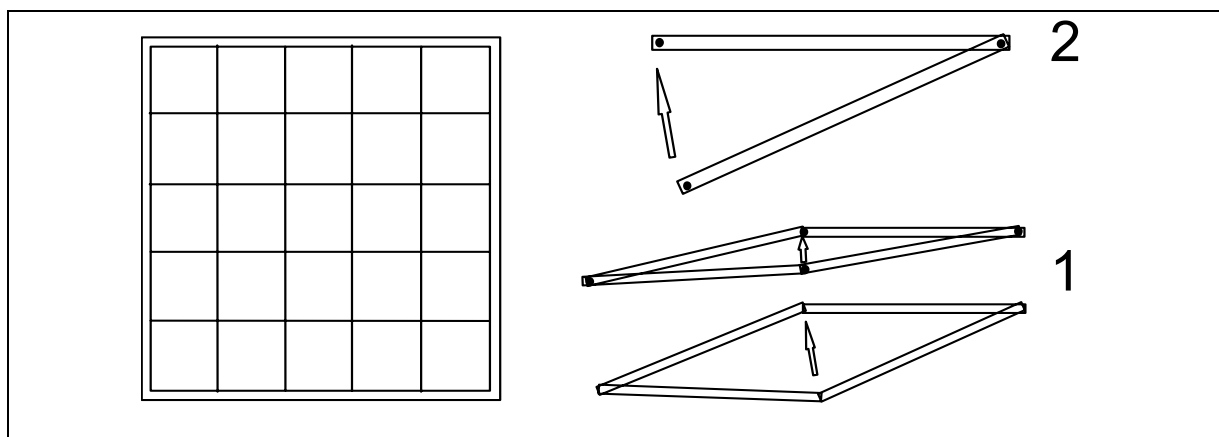


Abb. 26: Schätzrahmen (0,5 x 0,5 m) mit Hilfsgitter, der durch zweimaliges (1,2) Zusammenklappen handlich zu transportieren ist.

4.15.1.3 Experimentelle Quantifizierung der Schätzgenauigkeit

Es werden mehrere Beispiele vorgestellt, die sich mit der Genauigkeit von Deckungsschätzungen auseinandersetzen. Dabei muß aber beachtet werden, daß diese Studien nur jeweils eine konkrete Untersuchungssituation widerspiegeln und daher keine allgemeine Gültigkeit besitzen. Für diese Diskussion muß der Begriff "genau" kurz erläutert werden.

Die Genauigkeit einer Methode definiert sich aus 3 Komponenten:

- 1) Grad der Variabilität einer Schätzung bei wiederholter Probennahme (Wiederholbarkeit)
- 2) Nähe zum wahren Deckungswert
- 3) Fehler durch wechselnde Bearbeiter (gilt für Punkt 1 + 2).

In der englischen Sprache wird methodisch zwischen "**accurate**" und "**precise**" unterschieden; beides bedeutet im normalen Sprachgebrauch genau. Wissenschaftlich verwendet ist "**Precision**" der Grad der Variabilität einer Schätzung bei wiederholter Probennahme (BRAKENHIELM & QUINGHONG, 1995, EVERSON et al., 1990). Es bedeutet aber nicht, daß der Schätzwert mit dem wahren Wert übereinstimmt. Dies kann unter anderem mit der Standardabweichung aufgezeigt werden. "**Accuracy**" hingegen charakterisiert die Nähe zum wahren Deckungswert (BRAKENHIELM & QUINGHONG, 1995).

Es gibt also einerseits eine genaue Wiederholbarkeit einer Methode, mit der bei unterschiedlichen Bearbeitern immer nahezu die gleichen Ergebnisse erreicht werden (selbst beim Planimetrieren kommt es zu kleinen Abweichungen), und andererseits gibt es eine Genauigkeit, welche die durchschnittliche Abweichung zur wahren Deckung ausdrückt.

Eine Schätzung kann als genau (precise) gelten, wenn großblättrige Arten über Jahre hinweg, immer mit dem gleichen subjektiven Schätzfehler, überschätzt werden. Das Datenmaterial bleibt homogen und Deckungsänderungen können auch erkannt werden. Die Schätzungen stimmen durch die regelmäßige Überschätzung aber mit den wirklichen Deckungswerten (durch Planimetrieren ermittelbar) nicht überein. Methoden, die als genau gelten, können also in sich fast objektiv und wiederholbar sein (precise), dabei aber vom wahren Deckungswert abweichen, bzw. teilweise schlecht mit ihm korreliert sein.

Als weitere Komponente kommt der Fehler hinzu, den unterschiedliche Bearbeiter hervorrufen (Interpersonelle Genauigkeit). Davon kann sowohl die Wiederholbarkeit als auch die Schätzabweichung unterschiedlich betroffen sein. Prinzipiell bleibt eine objektive Methode auch bei vielen unterschiedlichen Bearbeitern relativ genau, während die Genauigkeit von subjektiven Methoden bei wechselnden Bearbeitern sinkt.

Die optimale Methode würde auch bei wechselnden Bearbeitern und bei Wiederholungsaufnahmen immer den wahren Deckungswert liefern.

4.15.1.3.1 Eigenexperiment Halbtrockenrasen

Für die Auswertung der Monitoringdaten sollte unbedingt eine Quantifizierung der Schätzfehler durchgeführt werden. Schätzfehler müssen deklariert werden, weil sie kalkulierbare Begleiterscheinungen der visuellen Deckungsschätzung sind. Ungenauigkeiten sind problemlos zu tolerieren, wenn sie vorher ausreichend deklariert werden und keine falsche Genauigkeit vorgetäuscht wird.

In einem Eigenexperiment mit drei Kartierern, die im Gebiet bereits jahrelang zusammengearbeitet haben, wurde die Schätzgenauigkeit ermittelt. Untersuchungsobjekt war eine alte Queckenbrache mit Halbtrockenrasenelementen (27 Arten), die mittelstark beweidet wurde. Der Bestand war durch die Beweidung einschichtig (durchschn. 10 cm Vegetationshöhe), was die Schätzgenauigkeit förderte, aber die Arterkennung erschwerte. Alle drei Kartierer hatten vorher mehrere Flächen gemeinsam geschätzt und waren dadurch aktuell unterein-

ander geeicht. Nach den drei getrennten Testaufnahmen wurde von den Kartierern in der Diskussion der gemeinsame Deckungswert als "relative" Bezugsgröße bestimmt. Dabei handelt es sich um keinen wahren Deckungswert, weil nicht planimetriert wurde, sondern um eine gemeinsame Schätzung. Die Deckung wurde in Prozent angegeben (Prozentskala). Das Experiment bezieht sich nur auf eine Fläche und sollte für verschiedene Vegetationstypen wiederholt werden.

Ergebnisse

Bei der Aufnahme wurden von zwei Kartierern je vier Arten übersehen und vom dritten Kartierer sechs Arten. Die Zahl der übersehenen Arten ist relativ hoch und auf die Beweidung zurückzuführen, weil viele Pflanzen nur stark abgebissen und ausnahmslos vegetativ auftraten. Eine Pflanzenart wurde falsch bestimmt. Der Variationskoeffizient vom Schätzwert ist in allen Deckungsklassen gering (um 16 %). Die etwas höhere Abweichung in der Deckungsklasse von 0-1 % beruht nicht auf einer ungenaueren Schätzung, sondern auf dem Übersehen von wenigdeckenden Arten. Ein wichtiges Kennzeichen der Datenqualität sind die maximalen Fehlschätzungen. Relativ hoch lagen diese nur in der Deckungsklasse von 10-20 %, weil diese von zwei Gräsern dominiert wurde. Die Wuchsform des Grases führt zu den größten Schätzfehlern. Einerseits bilden Gräser meist mehrschichtige Bestände mit höherer Deckung, und sie treten nicht als kompakter, geschlossener Fleck auf. Zwischen den Halmen sind viele kleine Lücken und die einzelnen Arten sind überblicksmäßig schwer zu unterscheiden. Bei einem wahren Deckungswert von 50 % können bis zu ± 25 % absolute Fehlschätzungen auftreten (auch von GLANZ, 1986 aus SMITH, 1944 angegeben). In unserem Beispiel lag der größte absolute Schätzfehler bei 6,5 %.

Tab. 20: Ermittlung der Schätzgenauigkeit in unterschiedlichen Deckungsklassen.

Deckungs- klasse in %	Standardabw. vom Mittelwert	Abw. vom Schätzwert	Durch. Abweichung in %	Max. Unter- schätzung	Max. Über- schätzung
0-1	17,76	23,68	0,12	0,3	0,3
1-5	14,16	16,52	0,41	1	1
5-10	15,34	15,43	1,16	3,5	1,5
10-20	17,02	16,53	2,48	6,5	4,5
20-30	2,81	5,00	1,35	0	3

Erklärung:

Standardabw. = Variationskoeffizient der Standardabweichung,

Abw. vom Schätzwert. = Variationskoeffizient von der gemeinsamen Schätzung,

Durch. Abweichung in % = Durchschnittliche Abweichung in Deckungsprozenten,

Max. Unterschätzung = Größte prozentuelle Unterschätzung,

Max. Überschätzung = Größte prozentuelle Überschätzung.

4.15.1.3.2 Weitere Untersuchungen

HOOPER (1992) wertete die Subjektivität einer Dauerflächenuntersuchung in fünf ESA's (Environmental Sensitive Areas) in England statistisch aus. Die Aufnahmen mit der Domin-Skala fanden hauptsächlich im Grünland statt.

Zusammenfassendes Ergebnis:

Mit zwei Bearbeitern pro Fläche konnte keine subjektive Befangenheit hinsichtlich Artenzahlen und presence-absence-Erhebungen nachgewiesen werden; mit einem einzelnen Bearbeiter schon.

Betrachtet man nicht die Artenzahlen, sondern die Deckungswerte, so war nur in der Hälfte der Gebiete eine subjektive Komponente signifikant nachweisbar (siehe Tab. 21).

Tab. 21: Subjektive Befangenheit bei visuellen Methoden (nach HOOPER, 1992).

Parameter	Signifikanz der subjektiven Befangenheit	
	Zwei Bearbeiter pro Fläche	Einzelner Bearbeiter
Artenzahl	Nicht signifikant	Signifikant
presence/absence-Daten	Nicht signifikant	Signifikant
Domin-Skala	Nicht signifikant (2 Gebiete) Signifikant (2 Gebiete)	Signifikant

Zusätzlich wurde auch die prozentuelle Übereinstimmung der verschiedenen Bearbeiter beim Deckungsschätzen festgestellt (s. Tab. 22). 52 % der Schätzungen lagen in der gleichen Deckungsklasse, 85 % der Daten hatten eine maximale Abweichung um eine Deckungsklasse usw.

Tab. 22: Übereinstimmung der Deckungsschätzung zwischen den Bearbeitern.

	Völlige Übereinstimmung	Max. 1 Deckungsklasse Unschärfe	Max. 2 Deckungsklassen Unschärfe	Max. 3 Deckungsklassen Unschärfe
Durchschnittl. Übereinstimmung in %	52	85	95	98

BRAKENHIELM & QUINGHONG (1995) vergleichen die visuelle Deckungsschätzung mit der Punkt-Quadrat-Methode und der Frequenzbestimmung (subplot frequency).

Die Versuchsbedingungen waren:

50 x 50 cm Schätzfläche, Deckungsschätzung in Prozent, 25 vertikale Metallstäbe pro Fläche für die Punkt-Quadrat-Methode, 25 Subplots (10 x 10 cm) für die Frequenz nach Raunkiaer, die wahre Deckung wurde durch Planimetrieren von Fotografien ermittelt.

In diesem Fall gab die visuelle Schätzung den Deckungswert am besten wieder (Wahre Deckung, Wiederholbarkeit und Fähigkeit zur Erkennung von Veränderungen), aber sie tendiert dazu, die wahre Deckung eher zu unterschätzen. Der Fehler bei wiederholten Schätzungen war bei einem Beobachter (intra-personell) als auch zwischen den Bearbeitern (interpersonell) am geringsten. Die Autoren sehen die Berücksichtigung der Lebensformen und der räumlichen Muster als den größten Vorteil der Schätzung, was den beiden anderen Methoden fehlt. Bei der Deckungsschätzung fließen viel mehr Faktoren in die Daten ein, als die reine Deckung. Die Subjektivität berücksichtigt die Erfahrung des Bearbeiters, ein Vorteil, der aber auch viele Nachteile mit sich bringt.

Bei diesem Versuch sollte man aber beachten, daß kleine Schätzflächen verwendet wurden, bei denen die visuelle Schätzung noch relativ genau ist. Bei mehrschichtigen Beständen und größeren Flächen würde die visuelle Schätzung nicht so gut abschneiden.

MUHLE (1978) führte anhand von Moosgesellschaften eine Schätzfehlerauswertung durch (Skalen nach Domin, Braun-Blanquet, Hult-Serander, Daubenmire). Die Domin-Skala war in

diesem Fall die Skala mit den meisten Unterteilungen (feinste Skala) und schnitt unter komplexeren Schätzsituationen am besten ab. Bei MUHLE (1978) werden ebenfalls nur sehr kleine Schätzflächen (20 x 20 cm) verwendet. Weiters sind Moose, durch die Einschichtigkeit leicht zu schätzen

Der absolute Schätzfehler für Arten über 10 % Deckung wird für einen Bearbeiter (Wiederholungsaufnahme nach einigen Tagen) mit $\pm 6-18\%$ und zwischen verschiedenen Bearbeitern mit $\pm 12-24\%$ angegeben (STAMPFLI, 1991 zitiert aus SYKES et al., 1983).

GLANZ (1986) führte sehr genaue Tests zur Schätzgenauigkeit durch und kam zu folgenden Ergebnissen. Es gibt

- 1) Subjektive Fehler
- 2) Artenspezifische Fehler und
- 3) Deckungsabhängige Fehler.

Subjektive Fehler (Intra-Bearbeiter Fehler)

Jeder Bearbeiter schätzt abhängig von seiner Tagesverfassung unterschiedlich. Dieser Fehler wird von MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, (1974) mit bis zu 25 % des geschätzten Deckungswertes beziffert (Bsp.: bei einer Deckung von 10 % sind 2,5 % subjektive Fehlschätzung möglich).

Artenspezifischer Fehler

Die Schätzfehler sind stark von der jeweils geschätzten Art abhängig. Blühende Arten werden überschätzt, auffällige ebenfalls (GLANZ, 1986). Die habituelle Form ist ebenfalls eine Fehlerquelle. Viele kleine Flächen werden gegenüber einem großen Fleck überschätzt, eckige Formen gegenüber runden und viele spitze Winkel gegenüber einfachen Umrissen (GEHLKER, 1977). Wahrnehmungspsychologische Phänomene, wie die subjektive Vergrößerung von helleren Flächen, könnten ebenfalls eine Rolle spielen (GLANZ, 1986 aus RENTSCHLER & SCHÖBER, 1972 und GEHLKER, 1977).

Deckungsabhängige Fehler

Der absolute Schätzfehler ist bei unterschiedlichen Deckungswerten verschieden groß. Bei zehn Fachleuten zeigte sich, daß in der Deckungsklasse 10-15 % generell stark unterschätzt wurde (um etwa 3 %), während zwischen 20 % und 25 % Deckung eine maximale Überschätzung (etwa 4 %) auftrat.

Generell schätzen Fachleute besser als Laien. Durch Training und Klärung von Fehlerquellen konnte eine leichte Verringerung des Schätzfehlers erreicht werden (GLANZ, 1986).

DETHIER et al. (1993) vergleichen die Punkt-Quadrat-Methode mit visueller Deckungsschätzung auf 0,25 m² Flächen in der Gezeitenzone. Sowohl hinsichtlich der Wiederholbarkeit, der Nähe zum wahren Deckungswert und auch bei wechselnden Bearbeitern, schnitt die visuelle Deckungsschätzung besser ab. Zudem ist der Zeitaufwand geringer und es werden seltene Arten nicht übersehen, wie das bei der Punkt-Quadrat-Methode der Fall ist.

4.15.1.3.3 Zusammenfassende Empfehlungen für die Verwendung von visuellen Deckungsschätzungen

Visuelle Deckungsschätzungen können bis zu einer Schätzflächengröße von 1 m² kosteneffizient und mit ausreichender Genauigkeit eingesetzt werden. Ein komplexer Strukturaufbau (Wiese) kann die Genauigkeit verringern.

Sollte eine visuelle Deckungsschätzung verwendet werden, so ist es sinnvoll, die Schätzgenauigkeit experimentell für alle Bearbeiter und für alle Vegetationstypen zu quantifizieren.

Aus den oben angeführten Beispielen können Sie Vergleichswerte entnehmen, die aber jeweils für eine konkrete Situation ermittelt wurden und nicht allgemein anwendbar sind. Bedenken Sie, daß in ungünstigsten Fällen bis zu $\pm 25\%$ absoluter Schätzfehler möglich sind.

4.15.1.4 Schätzskalen

Die Schätzskala ist ein wesentlicher Datenfilter, der über die Möglichkeiten der Auswertung und die Qualität der Ergebnisse (Auflösungsvermögen) entscheidet.

Grundsätzlich gibt es alle Übergänge von sehr groben Skalen (BRAUN-BLANQUET, 1964) mit breiten Deckungsklassen (z. B. 25 %) bis hin zu feinen Skalen mit Einprozent-Sprüngen, manchmal gepaart mit Individuenzählungen im niederen Deckungsbereich (siehe Skala von ZACHARIAS, 1996). Eine tabellarische Auflistung einiger Schätzskalen finden Sie in Tabelle 23.

Bei der Wahl der Schätzskala sollte folgendes besonders berücksichtigt werden: Der Großteil der Arten kommt mit geringer Deckung vor. MAAS & PFADENHAUER (1994) geben an, daß 75 % aller Arten unter 5 % Deckung vorkommen, was man bei Durchsicht einer Probeaufnahme leicht bestätigen kann. Auch im obigen Beispiel (verbrachter Halbtrockenrasen) kommen 51 % der Arten nur bis zu 1 % Deckung, 82 % der Arten bis maximal 5 % Deckung, und bereits 88 % der Arten bis maximal 10 % Deckung vor. Daher ist eine optimale Unterteilung der untersten Skalenbereiche (0-10 %) besonders wichtig, obwohl die oberen Bereiche für die wenigen hochdeckenden Arten nicht vernachlässigt werden sollten.

Arten mit bis zu 5 % Deckung können sehr genau geschätzt werden, und auch bis 10 % ist die Schätzgenauigkeit noch befriedigend. Alle Skalen berücksichtigen die genauen Schätzmöglichkeiten im untersten Deckungsbereich und bauen dort kleine Deckungsschritte ein. MAAS & PFADENHAUER (1994) sehen eine zu detaillierte Unterteilung der niedrigen Deckungswerte eher als Nachteil, weil die Fehler zunehmen. Tatsächlich nehmen zwar die Fehler zu, aber sie wirken sich nur minimal aus. Dazu muß zwischen absoluten und relativen Schätzfehler unterschieden werden (STAMPFLI, 1991). Im unteren Bereich passieren große relative Fehler, aber minimale absolute Fehler. Wird beispielsweise der wahre Deckungswert von 0,3 % als 0,6 % geschätzt, so beträgt der relative Fehler 100 %, aber der absolute Schätzfehler nur 0,3 Deckungsprozent. MUHLE (1978) zeigt, daß die Streuung der Schätzwerte im oberen und unteren Skalenbereich am geringsten ist.

Kaum eine Skala (nur Londo- und Prozentskala) berücksichtigt die hohe Genauigkeit zwischen 90 % und 100 % Deckung. Das ergibt sich zwangsläufig aus der hohen Genauigkeit der untersten 10 %. Bei hochdeckenden Arten wird die komplementäre Restfläche geschätzt, die nur mehr wenige Prozent ausmachen kann und dann von der Gesamtfläche abgezogen wird (GEHLKER, 1977). Soll beispielsweise eine Art mit 92 % geschätzt werden, so schätzt man zuerst die vegetationsleere Fläche mit 8 %, was als Reziprokwert die Deckung von 92 % für die Pflanzenart liefert.

Die Abstufung der Schätzskala sollte vor allem aufgrund der Schätzflächengröße und der Vegetationsstruktur ausgewählt werden und muß geeignet sein, bestimmte Vegetationsveränderungen aufzeigen zu können.

4.15.1.4.1 Grobe oder feine Skalen?

Grobe Skalen (wenige breit gefaßte Deckungsklassen)

Vorteile: Geringer Zeitaufwand; auch für große Schätzflächen geeignet; bei wechselnden Bearbeitern werden individuelle Schätzungsgewohnheiten abgeschwächt.

Nachteile: Es können in der Auswertung nur drastische Deckungsänderungen erkannt werden.

Feine Skalen

Vorteile: Kleine Deckungsänderungen können erkannt werden. Bei Verwendung der Prozentskala werden metrische Daten erhoben.

Nachteile: Höherer Zeitaufwand; nur für kleine Schätzflächen sinnvoll; bei wechselnden Bearbeitern sinkt die Vergleichbarkeit, was die Genauigkeit der Datensätze senkt.

Die Schätzskala ist absolut unabhängig von der maximal möglichen Schätzgenauigkeit zu sehen (TRAXLER, 1996), sie ist ein reiner Datenfilter für die Weiterverarbeitung. Eine grobe Skala schließt einen genauen Schätzvorgang nicht aus, dieser ist aber wegen des groben Filters nicht nutzbar. Mentale Bezugsgrößen beim Schätzen sind zuerst immer einfache räumliche Unterteilungen ($\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$ der Gesamtfläche) bis hin zu Prozentunterteilungen. Verwendet man die Skala nach Braun-Blanquet, genügt es festzustellen, ob die Deckung über 50 % und unter 75 % liegt, weil das in der Skala der Deckungsklasse 4 entspricht. Auch bei einer genaueren Schätzung, bei der geprüft wird, ob die Deckung zwischen 65 % und 75 % liegt, bleibt der Wert in der gleichen Deckungsklasse 4. Es ergibt also keinen Sinn, bei groben Skalen feiner zu schätzen, auch wenn es theoretisch möglich wäre. Verwendet man dieses Beispiel für die etwas feinere Londo-Skala, so genügt die Prüfung der 50-75 %-Variante nicht mehr, weil man sich zwischen 45-55 %, 55-65 %, 65-75 % entscheiden muß. Die feinere Schätzung ergibt in diesem Fall Sinn. Bei einer Skala mit 1 %-Schritten wird der Bearbeiter zur maximalsten Schätzgenauigkeit gezwungen.

Wenn es keinen Schätzfehler gäbe, wäre die Prozentskala natürlich optimal verwendbar. Durch den Schätzfehler stimmt bei der Prozentskala der geschätzte Wert sehr selten mit der wahren Deckung überein, während die Übereinstimmung bei der groben Skala sehr groß ist. Allerdings wirken sich Fehlschätzungen unterschiedlich drastisch in der Weiterverarbeitung aus. Bei der Prozentskala liegt man immer nur genau um den tatsächlichen Schätzfehler falsch, weil die Prozentschritte in der metrischen Skala ohne Mittelwert-Transformation verwendet werden. Ein Beispiel, wie sich die gleiche Fehlschätzung bei der Braun-Blanquet-Skala und der Prozentskala auswirkt, sehen Sie in Abb. 27. Wird die wahre Deckung von 55 % als 47 % wahrgenommen, so wird bei der Braun-Blanquet-Skala die falsche Deckungsklasse getroffen (3 statt 4). Um die Braun-Blanquet-Skala metrisch weiterverarbeiten zu können, wird der Mittelwert der (nun falschen) Deckungsklasse gebildet. In diesem Fall wird durch die Mittelwertbildung der Schätzfehler noch vergrößert (auf 17,5 %). Bei der Prozentskala wird immer der tatsächliche Schätzfehler weiterverrechnet (8 %).

Schätzfehler in groben Skalen können in der Transformation verstärkt werden und sind mitunter beträchtlich. Es ist zu prüfen, ob in diesem Fall Deckungsveränderungen von 20 % überhaupt noch zu erkennen sind.

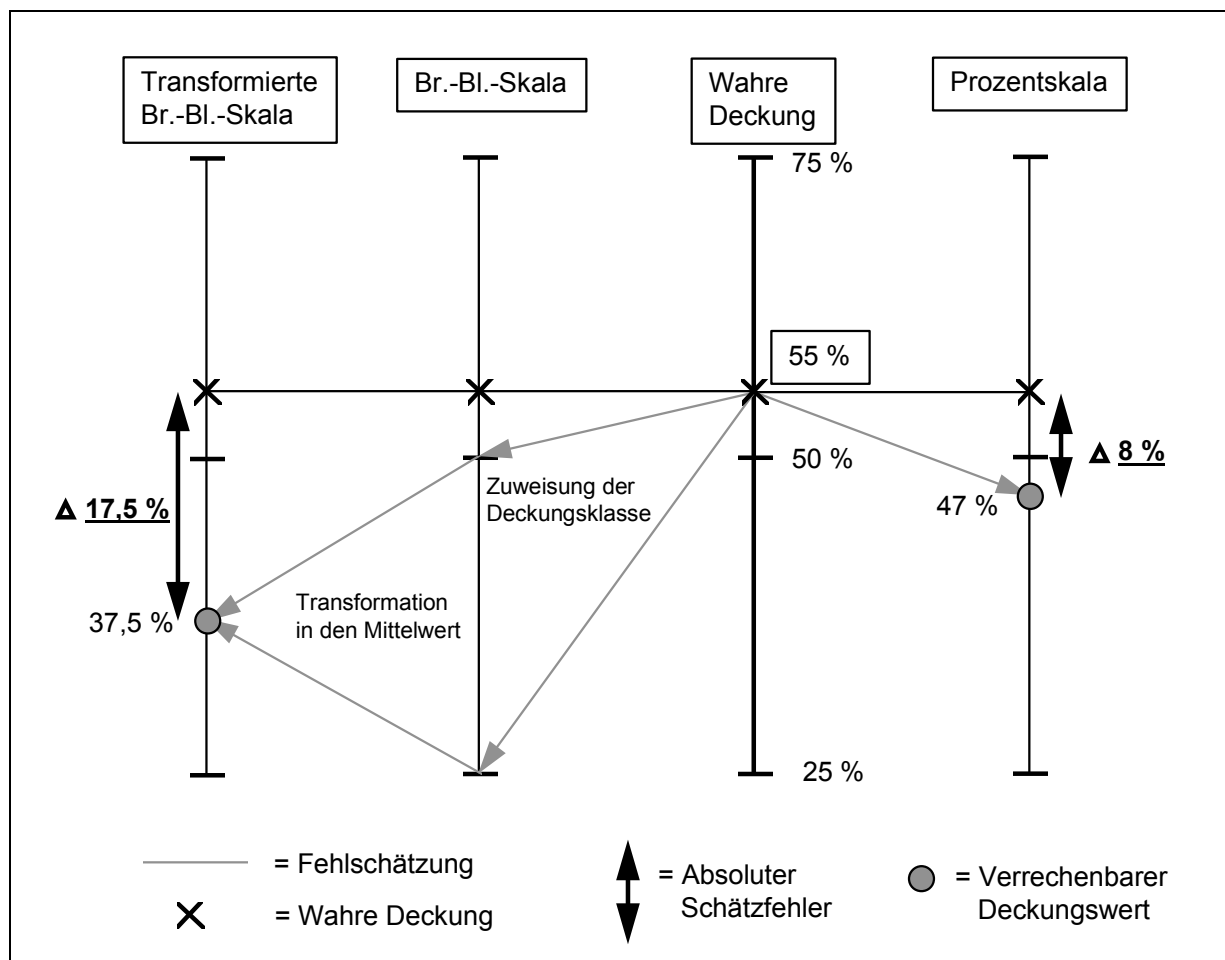


Abb. 27: Auswirkungen des gleichen Schätzfehlers bei der Braun-Blanquet-Skala und der Prozentskala.

4.15.1.4.2 Besprechung der einzelnen Skalen

Skala nach BRAUN-BLANQUET (1964)

Die kombinierte Abundanz-Dominanz-Skala (7teilig) ist die gängige Skala für pflanzensoziologische Aufnahmen im deutschsprachigen Raum. In einer Umfrage (KLOTZ, 1997) wird die Skala in 39 % der erfaßten Dauerflächen-Untersuchungen verwendet. Die breiten Deckungsklassen (ab 5 % Deckung beginnen schon 20 % oder 25 % Deckungssprünge) sind für eine ungefähre Dominanzverteilungen in einer Aufnahme geeignet, aber nicht für das Aufzeigen von kleineren Vegetationsveränderungen (PFADENHAUER et al., 1986; LONDO, 1976). In Dauerflächenuntersuchungen sollten damit nur große Schätzflächen (ab 100 m²) bearbeitet werden. Die Vorteile liegen in der vertrauten Methode, in der Aufnahmegeschwindigkeit und in der Vergleichbarkeit mit den alten pflanzensoziologischen Arbeiten. Am ehesten läßt sich diese Skala in Waldökosystemen einsetzen (größere Schätzflächen). Die Vermischung von Menge und Häufigkeit, nämlich Abundanz und Dominanz wird von PFADENHAUER et al. (1986) und FISCHER et al. (1990) ebenfalls als Nachteil gesehen. Streng genommen handelt es sich um eine Ordinalskala (Rangdaten), in der metrische Rechenoperationen nicht erlaubt sind. Alle Skalen mit Deckungsklassen müssen vor der Weiterverwendung transformiert werden (VAN DER MAAREL, 197). Daher werden die traditionellen Artmächtigkeitssymbole (-, +, 1, 2 usw.) in der Auswertung durch den Mittelwert der jeweiligen Deckungsklasse ersetzt (WILDI, 1986; code replacement, siehe Tab. 23).

Tab. 23: Vergleich verschiedener Schätzskalen mit Angabe der gemeinsamen Grenzen.

Braun-Blanquet, 1964			Domin, 1923			Pfadenhauer et al., 1986			Londo, 1976			Zacharias, 1996			%Skala
Skala	%	mit. D.	Skala	%	e.mit.D	Skala	%	mit. D.	Skala	%	mit.D	Skala	%	Individ	
r (-)			+	einzel	0,1							r	<1 %	1 Ram	
+	< 1	0,5	1	selten	0,5	+	1	0,5	*1	<1	1	+	<1	2-5	
			2	<1zerstr	0,8							0.1	<1	6-50	
												0.1m	<1	> 50	
						1a	1-3	2	*2	1-3	2	0.2	1-3		1
1	1-5	3	3	1-5	3							0.2m	1-3	> 50	3
						1b	3-5	4	*4	3-5	4	0.4>	3-5		5
												0.4m	>3-5	> 50	
			4	5-10	7,5	2a	5-12,5	8,75	1	5-15	10	1a>	5-10		10
2	5-25	15	5	10-25	17,5	2b	12,5-25	18,75	2	15-25	20	1b>	10-15		12,5
												2>	15-25		15
			6	25-33	29				3	25-35	30	3>	25-35		25
3	25-50	37,5	7	33-50	41,5	3	25-50	37,5	4	35-45	40	4	35-45		33
															35
									5	45-55	50	5a>	45-50		45
4	50-75	62,5	8	50-75	62,5	4	50-75	62,5	6	55-65	60	5b>	50-55		50
									7	65-75	70	6>	55-65		55
			9	>75	87,5				8	75-85	80	7>	65-75		65
5	75-100	87,5				5	75-100	87,5	9	85-95	90	8>	75-85		75
												9>	85-95		85
			10	100	100				10	95-100	97,5	10>	95-100		95

Abkürzungen:

Skala = Schätzskala, % = Bereich (in Prozent), mit. D. = mittlere Deckung, e.mit.D = empfohlene mittlere Deckung, Individ = Individuen, zers = zerstreut, Ram = Rameten, * = wahlweise ist einzusetzen: r (rare, sporadic = einzelnes Exemplar), p (rather sparse = wenige Exemplare), a (plentiful = zahlreiche Exemplare), m (very numerous = sehr zahlreiche Exemplare).

GEHLKER, 1977; LONDO, 1976; MUELLER-DOMBOIRE & ELLENBERG, 1974; PFADENHAUER et al., 1986; ZACHARIAS, 1996 zusammengestellt.

Skala nach DOMIN (1923)

Diese 11teilige Skala wird häufig in Großbritannien für Vegetationsaufnahmen verwendet. Im unteren Bereich (0-33 %) ist sie genauer als die Skala nach Braun-Blanquet, darüber wird sie allerdings sehr grob. Da die meisten Arten in den Deckungsklassen bis zu 10 % Deckung vorkommen, ist sie für Dauerflächenuntersuchungen geeignet, aber nicht immer optimal.

Der große Nachteil liegt in ihrem geringen Bekanntheitsgrad in Österreich, wo bisher meist mit der Braun-Blanquet-Skala aufgenommen wurde. Das bedingt auch eine schlechte Vergleichbarkeit mit alten Daten.

Skala nach LONDO (1976)

Die Skala ist im unteren Deckungsbereich (bis 5 %) sehr fein und steigt dann durchgehend mit 10 %-Schritten an. Zwischen 95 % und 100 % ist ein 5 %-Schritt eingebaut, der die höhere Schätzgenauigkeit im obersten Deckungsbereich berücksichtigt. Die Skala nach Londo ist ein guter Kompromiß zwischen den groben und feinen Skalen und wurde eigens für Dauerflächenuntersuchungen entwickelt. Der Bekanntheitsgrad ist relativ hoch. Als Kritikpunkt wird einzig genannt, daß sie mit der Braun-Blanquet-Skala nicht gänzlich kompatibel ist. Die Deckungsklasse 5 (45-55 % Deckung) kann der Braun-Blanquet-Skala nicht eindeutig zugeordnet werden, weil dort die Grenze bei 50 % liegt, also sowohl die Deckungsklasse 3 oder 4 in Frage kommen würde.

Modifizierte Skala nach Londo (ZACHARIAS, 1996)

Diese Skala ist im Grundgerüst an Londo orientiert, teilt aber die Deckungsklasse von 0-1 % aufgrund von Individuenzählungen in drei Teile (1, 2-5, 6-50 Individuen). Dies ist für kleinblättrige Annuelle gedacht (Bsp. *Linum catharticum*), deren Deckungsveränderungen mit einer Schätzskala kaum erfaßt werden können. Eine Zunahme um 100 % (0,3 % auf 0,6 %) kann mit visueller Schätzung kaum als relevante Veränderung bezeichnet werden. Mit zusätzlicher Individuenzählung bekommt man diese Unterschiede besser in den Griff. Weiters wird die Deckungsklasse 45-55 % in zwei Klassen aufgeteilt, was die Skala kompatibel zur Braun-Blanquet-Skala macht.

Die Skala ist noch kaum bekannt, wird aber aus den oben genannten Gründen empfohlen, sofern man die Nachteile einer kombinierten Abundanz-Dominanz Skala in Kauf nimmt.

Skala nach PFADENHAUER et al. (1986)

Im wesentlichen handelt es sich um eine modifizierte Braun-Blanquet-Skala, die speziell für Dauerflächenuntersuchungen konzipiert wurde, weil der Bereich von 0-25 % Deckung feiner unterteilt wurde. Als wesentlicher Vorteil wird von FISCHER et al. (1990) gesehen, daß nur mehr die Deckung als Meßgröße berücksichtigt wird, auf die Abundanz wird verzichtet. Über 25 % Deckung entspricht die Skala wieder genau der Braun-Blanquet-Skala. Die wesentlichen Schwächen der Braun-Blanquet-Skala sind hier ausgemerzt, aber die höheren Deckungsklassen bleiben relativ grob.

Eine ähnliche modifizierte Braun-Blanquet-Skala stammt von BARKMAN et al. (1964). Hier wird die Deckungsklasse 2 unterteilt (2m = 5 % mit hoher Abundanz, 2a = 5-12 %, 2b = 12-25 %) (aus VAN DER MAAREL, 1979).

Weitere modifizierte Braun-Blanquet-Skalen beschrieben WILMANN (1989) und DIERSCHKE (1994) (siehe Tabelle 49).

Skala in Prozentschritten

Diese einfache metrische Skala arbeitet mit gleichmäßigen Prozentschritten (1-100). Die Schätzdaten lassen sich ohne weitere Skalierung weiterverrechnen. Bis 1 % wird in 0,1 % Schritten

geschätzt, bis 5 % in 0,5 %-Schritten. Schätzungen wie 0,3, 0,7, 4,5 sind also möglich. Es muß betont werden, daß prozentgenaues Schätzen nur bis maximal 5 % möglich ist, und diese Skala möglicherweise eine Genauigkeit vermittelt, die nicht gegeben ist. Ein Anstieg von 23 % auf 25 % im Datenmaterial ist nicht als reale Deckungszunahme zu werten, weil in diesem Bereich größere Schätzfehler wahrscheinlich sind. Auch hier müssen je nach Schätzgenauigkeit Grenzen eingeführt werden, die eine tatsächliche Veränderung widerspiegeln können (Bsp.: bei Deckungen von 10-25 % werden Änderungen erst ab 7 % interpretiert). Die Prozentskala ist in alle genannten Skalen umwandelbar, wenn man die gemeinsamen Grenzen aller Skalen (siehe Tabelle 23, Spalte %-Skala) nicht verwendet, sondern schon bei der Datenerhebung um 0,1 Prozent auf- oder abrundet. Der Grenzwert von 5 % wird im Gelände nicht vergeben, sondern entweder 4,9 oder 5,1, da dann die Werte eindeutig den gängigen Deckungsskalen zugeordnet werden können. Das genaue Schätzen mit der Prozentskala erfordert mehr Zeitaufwand als etwa mit der Braun-Blanquet-Skala und kann nur für kleine Flächen (max. 4 m²) sinnvoll angewendet werden. Bei großen Flächen sinkt die Schätzgenauigkeit so stark, daß man gröbere Skalen bevorzugen sollte.

Die Skala in Prozentschritten wird beispielsweise von DIERSCHKE (1985) in Kalkmagerrasen verwendet.

Feinanalytische Skala nach FISCHER (1986)

Die fünfstufige Abundanz-Dominanzskala besitzt drei Abundanzklassen unter 20 % und zwei sehr grobe Deckungsklassen darüber.

Tab. 24: Skala nach FISCHER (1986).

Symbol	Abundanz	Prozent
1	Einzelindividuum (oder sehr wenige winzige)	< 20 %
2	wenige Individuen	< 20 %
3	zahlreiche bis sehr viele Individuen	< 20 %
4	Individuenzahl beliebig	20-50
5	Individuenzahl beliebig	50-100

Die grobe Skala sollte nur verwendet werden, wenn es genügt, deutliche Veränderungen in zeitsparenden Erhebungen zu erkennen.

4.15.1.4.3 Auswahlkriterien der Schätzskala

Bei der Auswahl der geeigneten Schätzskala sollten weiters folgende Punkte überdacht werden:

Welchen Datentyp liefert die Skala (ordinal od. metrisch, kombinierte Werte)?

Das Skalenniveau bedingt den Informationsgehalt und die Anwendbarkeit von Rechenoperationen (BACKHAUS et al., 1996).

Metrische Skalen sind für weitere Verrechnungsschritte besser geeignet. Aber feine Ordinalskalen (Bsp. Abundanz-Dominanzskala nach ZACHARIAS, 1996) können minimale Vegetationsveränderungen dort aufdecken, wo die reine Deckungsskala versagt. Kombinierte Abundanz-Dominanz-Skalen nehmen zwei verschiedene Parameter, nämlich Deckungswerte und Häufigkeiten in einen vermischten Datensatz auf. Streng genommen dürfte bei diesen Skalen keine Transformation in metrische stattfinden.

Die Prozentskala ist die einzige metrische Skala, die hier vorgestellt wurde. Durch Transformation mit dem Deckungsklassenmittelwert (code replacement) können aber die Ordinaldaten der anderen Skalen zu metrischen Daten umgewandelt werden. Bei kombinierten Abundanz-Dominanz-Skalen sind die kleinsten Deckungswerte (+,- der Braun-Blanquet-Skala) mengenmäßig nicht genau festgelegt und es müssen behelfsmäßige Werte verwendet werden (WILDI, 1986). Dabei muß mit einem tolerierbaren Fehler gerechnet werden. Auch wenn mit transformierten Daten alle metrischen Rechenoperationen erlaubt sind, ist die Datenqualität nicht mit Werten vergleichbar, die in einer metrischen Skala erhoben wurden.

Für die Weiterverrechnung von Daten, die durch die Braun-Blanquet-Skala erhoben wurden, wird oft die Potenztransformation verwendet, die dem Vorhandensein oder Fehlen einer Art eine höhere Bedeutung beimißt als den Deckungswerten (WILDI, 1986). Logarithmische Transformation wertet die gering deckenden Arten auf.

Eine ausführliche Beschreibung der Transformationsmethoden finden Sie bei VAN DER MAAREL (1979).

Wie fein sollen die Deckungsklassen abgestuft sein?

Man kann zwischen sieben Deckungsklassen bei Braun-Blanquet (grobe Skala) und den 100 Abstufungen der Prozentskala (feine Skala) wählen. Grobe Skalen können keine feinen Veränderungen aufzeigen. Feine Skalen zwingen zur genaueren Schätzung, die aber eine maximale Schätzgenauigkeit nicht überschreiten kann. Die maximale Schätzgenauigkeit sollte möglichst gut mit den Deckungsklassenintervallen übereinstimmen. Die Wahl der Skala wird stark durch die Schätzflächengröße beeinflusst.

Welche Schätzflächengröße soll damit bearbeitet werden?

Bei großen Schätzflächen ist die maximale Schätzgenauigkeit so gering, daß man aus Zeitgründen gröbere Skalen verwenden sollte.

Tab. 25: Schätzskalen geordnet nach Datentypen und Deckungsklassenanzahl.

Skala	Datentyp	Deckungsklassen	Skalentyp
Braun-Blanquet	Ordinalskala	7	Abundanz-Dominanz
Pfadenhauer	Ordinalskala	8	Dominanz
Londo	Ordinalskala	12	Dominanz
Erw. Londo	Ordinalskala	20	Abundanz-Dominanz
Prozentskala	Metrisch	mind. 100	Dominanz

Erw. Londo = Modifizierte Skala nach Londo (ZACHARIAS, 1996).

Tab. 26: Empfehlungen für Schätzskalen bei unterschiedlichen Flächengrößen.

Objektivität/ Flächengröße	< 1 m ²	1-4 m ²	4-50 m ²	50-400 m ²	>400 m ²
Hohe Objektivität	%-Skala	%-Skala	Erw. Londo	Londo	Pfadenhauer
Geringe Objektivität	%-Skala	Erw. Londo	Londo	Pfadenhauer	Braun-Blanquet

Erläuterung:

"Hohe Objektivität" bedeutet, daß die Schätzung von je zwei geschulten Kartierern ohne Personalwechsel durchgeführt wird. **"Niedere Objektivität"** bedeutet, daß die Aufnahme nur von einem Kartierer durchgeführt wird, bei oftmaligem Personalwechsel.

Erw. Londo = Modifizierte Skala nach Londo (ZACHARIAS, 1996).

Diese Tabelle berücksichtigt nur Flächengröße u. Skalenabstufungen, aber nicht den Skalentyp (ordinal/metrisch).

Diese Empfehlungen (Tab. 25, Tab. 26) können nicht kritiklos auf alle Fragestellungen angewendet werden. Es sollten allerdings krasse Mißverhältnisse zwischen Flächengröße und Feinheit der Skala vermieden werden, etwa daß Flächen unter 1 m² mit der Braun-Blanquet-Skala geschätzt werden.

Aus Gründen der Vergleichbarkeit sollten nicht für jedes Projekt eigene Schätzskalen erfunden werden.

Weitere Schätzskalen existieren noch von SCHMIDT (1974 zitiert in PFADENHAUER et al 1986), DIERSCHKE (1994), WILMANN (1989) und von BORNKAMM & HENNIG (1982).

4.15.2 Line-Intercept-Methode

Bei dieser Meßmethode wird eine Schnur gespannt und die Ausdehnung entlang der Linie gemessen, die von einer Pflanze oder ganzen Beständen eingenommen wird. Die Distanzen können als Deckungsprozente, bezogen auf die ganze Transektlinie (oft 10 m) angegeben werden. Für krautige Vegetation werden von BONHAM (1989) bis 50 m empfohlen (häufig 6-30 m), für Sträucher und Bäume über 50 m. Nach MAAS & KOHLER (1983) handelt es sich um eine sehr objektive und exakte Aufnahmemethode für kompakte gut abgrenzbare Lebensformen wie Bäume, Sträucher, Rosettenpflanzen und großblättrige Makrophyten. KENT & COCKER (1992) empfehlen die Methode für vegetationsarme Zonen wie Hitze- und Kälte-wüsten. Im Vergleich zu Deckungsschätzungen ist der Zeitaufwand wesentlich höher, um die gleiche Artenzahl zu erfassen (MAAS & KOHLER, 1983).

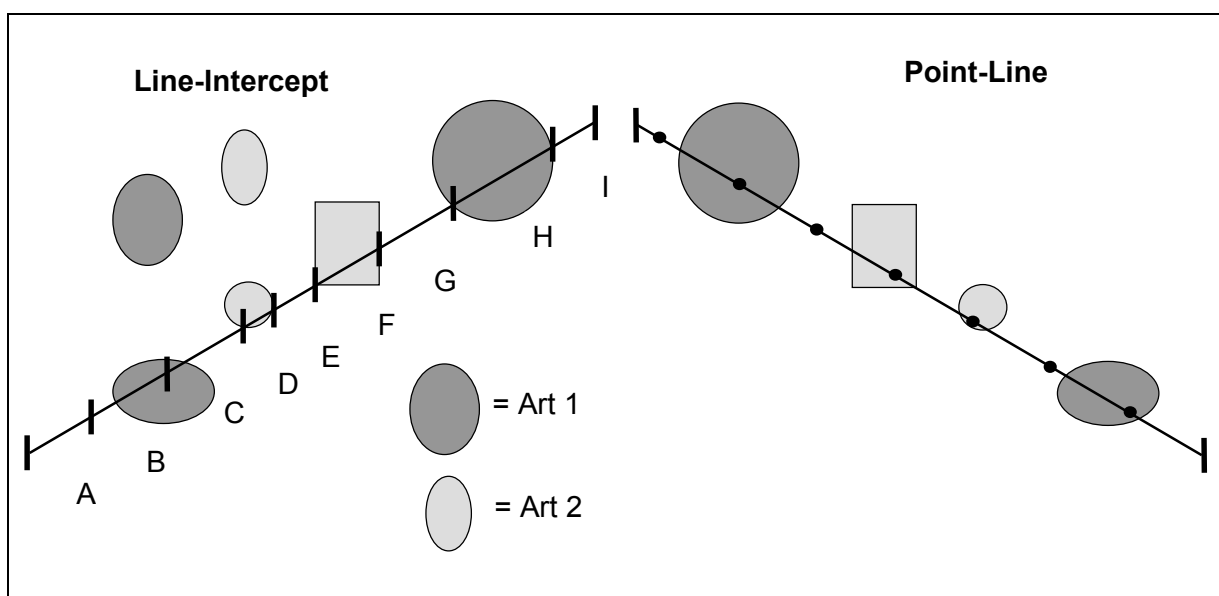


Abb. 28: Line-Intercept-Methode und Point-Line-Methode zur Deckungsbestimmung (verändert nach FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992; BONHAM, 1989).

In Abb. 28 ergibt sich Deckung von Art 1 durch die Streckenlänge von Sektor B und H, während die Gesamtdeckung aus der Strecke B, D, F, H gebildet wird, bezogen auf die Länge der gesamten Beobachtungsstrecke.

$$\text{Deckung (\%)} = \frac{\sum \text{Strecken mit Vegetation}}{\text{Gesamtstrecke}} \times 100$$

Nach BONHAM (1989).

4.15.3 Point-Line-Methode

Im Unterschied zur Line-Intercept-Methode werden bei der Point-Line-Methode regelmäßige Punktmessungen entlang einer Linie durchgeführt (siehe Abb. 28). Es wird beispielsweise kontrolliert, welche Pflanzen in 50 cm Abständen punktförmig getroffen werden. Die Deckungsprozente berechnen sich dann wieder aus dem Quotient der Treffer und der maximalen Punktzahl multipliziert mit 100.

4.15.4 Punkt-Quadrat-Methode (Punkt-Berühr-Methode, engl.: point-quadrat-method)

Die Punkt-Quadrat-Methode mißt primär die Frequenz, die bei Punktmessungen mit der Deckung korreliert ist. In einer definierten Dauerfläche werden in regelmäßigen Abständen dünne Drähte auf die Vegetation abgesenkt. Berührt ein Pflanzenteil die Nadel wird diese Art notiert. Anstatt mit Drähten kann diese Methode auch mit Sehhilfen, die ein punktförmiges Fadenzkreuz besitzen, optisch durchgeführt werden (BONHAM, 1989). Die Methodenbeschreibung finden Sie in den Kapiteln 4.15.4, 4.16.3.4.1 und 4.18.2.

STAMPFLI (1991) empfiehlt diese Methode für Wiesen, weil nur geringe Fehlerwerte ($\pm 1,3$ - $7,2$ % absolute Fehler bei Deckungen zwischen 2 und 50 %) auftreten. Die Methode ist allerdings sehr zeitaufwendig und nicht sehr einfach handhabbar. Auch wenn man die gleichen Punkte nach wenigen Minuten erneut aufnimmt erhält man unterschiedliche Ergebnisse.

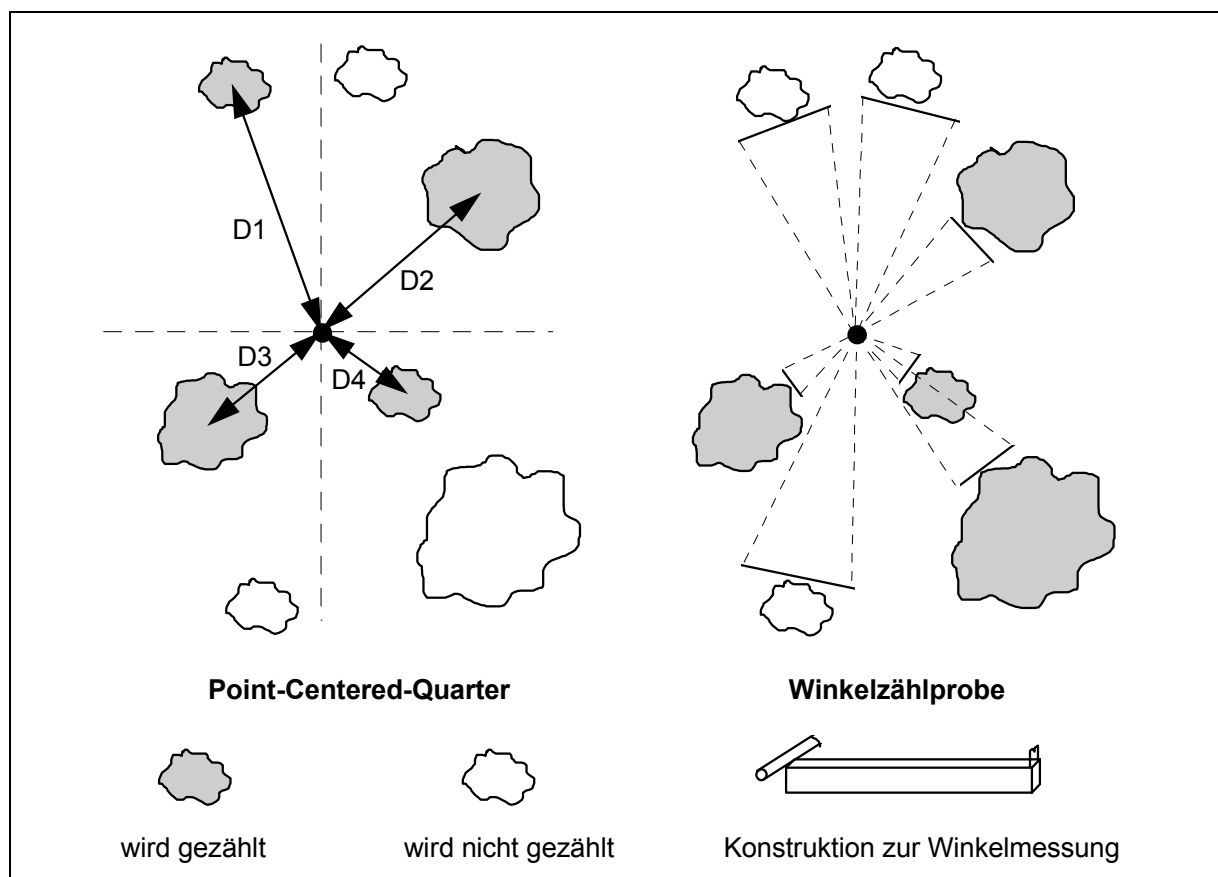


Abb. 29: Zwei flächenlose Aufnahmemethoden:
Point-Centered-Quarter-Methode und die Winkelmessung (ursprünglich von BITTERLICH, 1948)
(verändert nach BONHAM, 1989 und FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992).

4.15.5 Point-Centered-Quarter-Methode (PCQ)

Die Point-Centered-Quarter-Methode gehört zu den flächenlosen Methoden (plotless sampling) und arbeitet mit Distanzen. Sie beruhen auf dem Grundsatz, daß es eine Beziehung zwischen Entfernung und mittlerer Deckung gibt (FRANKENBERG, 1982). Flächenlose Methode besitzen nur imaginäre oder variable Grenzen (BONHAM, 1989) und keinen zweidimensionalen Referenzbereich wie die Dauerfläche (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Bei der Messung wird keine Aufnahmefläche definiert, sondern nur ein Punkt und eine Richtung, von wo aus die Distanzen zu den Pflanzen gemessen werden (siehe Abb. 29).

Praktische Anwendung:

Durch zwei senkrechte Linien wird das Untersuchungsgebiet in vier Sektoren geteilt, wobei der Kreuzungspunkt der Linien der Beobachtungsstandort ist. Die Richtung des imaginären Linienkreuzes kann einem Transekt folgen, den Himmelsrichtungen, oder zufällig gewählt werden. Vom Beobachtungsstandort wird in jedem der vier Sektoren die **Distanz zum nächstgelegenen Individuum** der untersuchten Art gemessen. Eine große Entfernung zum nächsten Individuum ist immer ein Maß für eine geringe Dichte. Die gemessenen Distanzen können zur Ermittlung von Deckung und Dichte, und bei Erhebung von zusätzlichen Daten, für Basalflächen- und Kronendeckungsmessungen herangezogen werden (BONHAM, 1989).

Zur Ermittlung der Dichte muß zuerst der Mittelwert der vier gemessenen Distanzen (d) berechnet werden (FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992).

$$\text{Dichte} = \frac{1}{d^2}$$

Wenn die Dichte bekannt ist, kann auch die Deckung ermittelt werden, indem bei der Aufnahme nicht nur die Distanz zur Pflanze, sondern auch die Basalfläche oder der Kronendurchmesser miterhoben wird. Die Durchschnittswerte der vier Kronendurchmesser werden dann mit der Dichte multipliziert (BONHAM, 1989).

Die Methode wird für gut sichtbare Arten (Bäume, Sträucher, Horstgräser), die nur mit geringer Häufigkeit vorkommen, empfohlen (z. B. einsetzende Verbuschung) (FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992). Ab 35 % Vegetationsdeckung der untersuchten Arten ist die Methode nur mehr bedingt geeignet (BONHAM 1989), schneidet aber in manchen Praxistests besser ab als die Line-Intercept-Methode. Der große Vorteil der Methode liegt in spärlich bewachsenen Gebieten, oder wenn die untersuchten Arten selten sind. Zufällig verteilte Flächen sind in diesem Fall sehr aufwendig, weil zu wenige Individuen getroffen werden, und die Stichprobe eine hohe Flächenanzahl benötigt.

Um Dichte oder Deckung repräsentativ zu beschreiben, sollten mindestens 20 Probepunkte verwendet werden (BONHAM, 1989).

Eine weitere flächenlose Aufnahmeform ist die **Winkelzählprobe** (BITTERLICH, 1948), die vor allem für waldkundliche Erhebungen mit dem Relaskop (siehe Kap.5.1.4.1) durchgeführt wird. Dazu wurde früher der Bitterlich Stab, eine einfache Zielvorrichtung aus einer Kimme und einem schmalen, horizontal befestigten Hölzchen als Referenzgröße, verwendet (siehe Abb. 29). Es werden nur jene Bäume gezählt, deren Krone in der optischen Bahn breiter erscheint, als das Hölzchen. Je weiter ein Baum entfernt ist, umso größer muß die Krone sein, damit er gezählt wird. Rechnerisch ist die imaginäre Aufnahmefläche kreisförmig und enthält nur jene Bäume, die nach den obigen Bedingungen gezählt werden (Methodenbeschreibung nach BONHAM, 1989). Eine ausführliche Beschreibung der Winkelzählprobe und von vielen weiteren flächenlosen Aufnahmemethoden sind in MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, (1974) nachzulesen.

4.15.6 Planimetrieren von Deckungswerten mittels Fotografie oder Folienmethode

Durch eine Fotografie oder eine Zeichnung entsteht eine dauerhafte Projektion der sichtbaren Pflanzenteile auf einer zweidimensionalen Aufzeichnungsebene (Folie, Foto), deren Fläche gemessen werden kann. Durch eine computergestützte oder händische (mit Millimeterpapier) Flächenbilanz wird die Deckung der Arten von den Fotos oder Folien ermittelt. Beide Verfahren eignen sich nur für einschichtige wenigartige Bestände mit winzigen Schätzflächen. Das sind hauptsächlich Kryptogamenbestände (MUHLE & POSCHLOD, 1989) oder niederliegende kurz-rasige Pflanzenbestände. Der große Vorteil liegt in der Erfassung der räumlichen Vegetationsverteilung kombiniert mit einer sehr genauen Deckungsmessung. Die Deckung zweier Arten kann in der Summe über zwei Beobachtungsjahre gleich bleiben, obwohl sich beide Arten gegenseitig vom ursprünglichen Wuchsort „wegkonkurrieren“ haben. Ein hochdynamischer Vorgang, der durch reine Deckungswertanalysen nicht erfaßt wird.

TRAXLER (1997) hat Zeitreihen von Strandrasenarten am Bodenseeufers in 10 x 10 cm und 50 x 50 cm Quadraten nach Fotografien digitalisiert. Die perspektivische Randverzerrung wurde durch die Verwendung von asphärischen Linsen minimiert. Dadurch konnte die Vegetationsdynamik bis hin zum Schicksal von Einzelpflanzen, die beispielsweise von Steinen überrollt wurden und daraufhin seitlich wieder austrieben, dokumentiert werden. Mit den Flächenbilanzen der digitalen Pflanzenumrisse läßt sich der Deckungswert sehr präzise bestimmen. Die fotografische Methode wird auch von DETHIER et al. (1993) als wiederholbar und sehr genau eingestuft und für einschichtige Bestände empfohlen. Der Zeitaufwand ist bei der Feldarbeit gering, aber beim Digitalisieren hoch.

4.15.6.1 Praktische Durchführung der fotografischen Methode

Kleine Flächen werden standardisiert mit einer Kamera in Zeitreihen aufgenommen. Für die Ermittlung der Vegetationsdeckung wird die Kamera senkrecht über die Aufnahmefläche gehalten, die durch einen aufgelegten Schätzrahmen optisch ist. Eine Standardisierung kann erreicht werden, indem man ein Stativ konstruiert, das immer den gleichen Bildausschnitt gestattet, ohne dabei die Stativbeine im Bildausschnitt zu haben.

Moderne Autofokus-Spiegelreflex-Kameras besitzen im Sucher sichtbare Autofokus-Meßfelder, die für eine Standardisierung ausreichend genau sind. Beispielsweise visiert das mittlere Autofokusfeld den Flächenmittelpunkt an, der durch das aufgelegte Schätzgitter markiert ist. Der Schätzgitterrahmen definiert den äußeren Bildausschnitt (siehe Abb. 30). Die Brennweite bleibt immer konstant. Das Objektiv sollte zur Standardisierung der Verzerrung nicht ausgetauscht werden. Für die Archivierung wird am Dauerflächenrand, auf einer kleinen Schreibtafel, Datum und Flächenkennzahl in später lesbarer Schriftgröße vermerkt. Fotolisten und nachträgliche Bildbeschriftung reichen in der Praxis meist nicht aus.

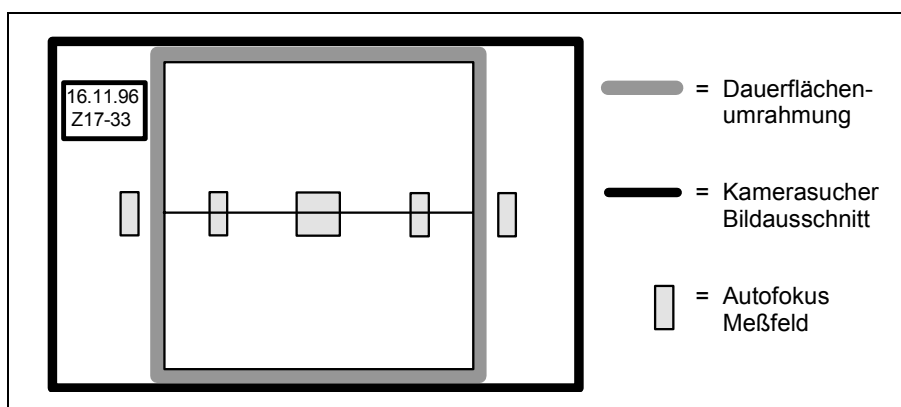


Abb. 30:
Kameraausschnitt mit
Autofokus-Meßfeldern,
wovon das mittlere
standardisiert in das
Dauerflächenzentrum
gehalten wird.

Optimal anzuwenden ist die Methode mit 20 x 20 cm Flächengröße und für kleine Pflanzen und Gräser mit 10 x 10 cm. Die oberste Grenze des Bildausschnittes wäre 50 x 50 cm, weil darüber die einzelnen Pflanzen nicht mehr unterschieden werden können, sondern nur mehr optisch einheitliche Bestände. Diese einheitlichen Bestände, die etwa durch die Dominanz zweier Arten charakterisiert werden, eignen sich für Mikrokartierungen. Die Artdeckung wird in diesem Fall nicht mehr erfaßt.

Bei der fotografischen Methode wird nur mehr die Deckung gemessen, die von der Kamera tatsächlich wahrgenommen wird. Wegen der Tiefenschärfe und der Schattenwirkung wird im mehrschichtigen Bestand in den unteren Bereichen die Deckung der Arten nicht mehr wahrgenommen.

4.15.6.2 Praktische Durchführung der Folienmethode

Bearbeitet man kleine Schätzflächen, können Pflanzenarten direkt im Gelände auf durchsichtigen Folien abgezeichnet werden. Es wird dazu eine Folie über einen Aufnahmerahmen gespannt, oder besser auf eine ebene durchsichtige Plexiglasplatte gelegt (GLANZ, 1986). Der Rahmen, oder die Plexiglasplatte sollte auf einer höhenverstellbaren Vorrichtung fixiert sein, damit die Vegetation nicht niedergedrückt wird. Zusätzlich sollte auf jeden Fall ein optisches Hilfsgitter verwendet werden, das die Aufnahmefläche in kleinere Flächen aufteilt.

Ist die Vegetation aber höher als 5 cm, entstehen bereits durch eine leicht veränderte Blickrichtung grobe Ungenauigkeiten in der Flächenabgrenzung (Parallaxefehler, siehe Abb. 31). Es ist in der Praxis unmöglich, das Auge in gleicher Position zu halten. Baut man quasi als Kimme und Korn zwei Netze in die optische Bahn ein, so kann eine standardisierte Betrachterposition für jedes Teilquadrat überprüft werden, indem sich zwei Randlinien decken müssen (auch in GLANZ, 1986 zitiert aus WINKSWORTH & GOODAL, 1962).

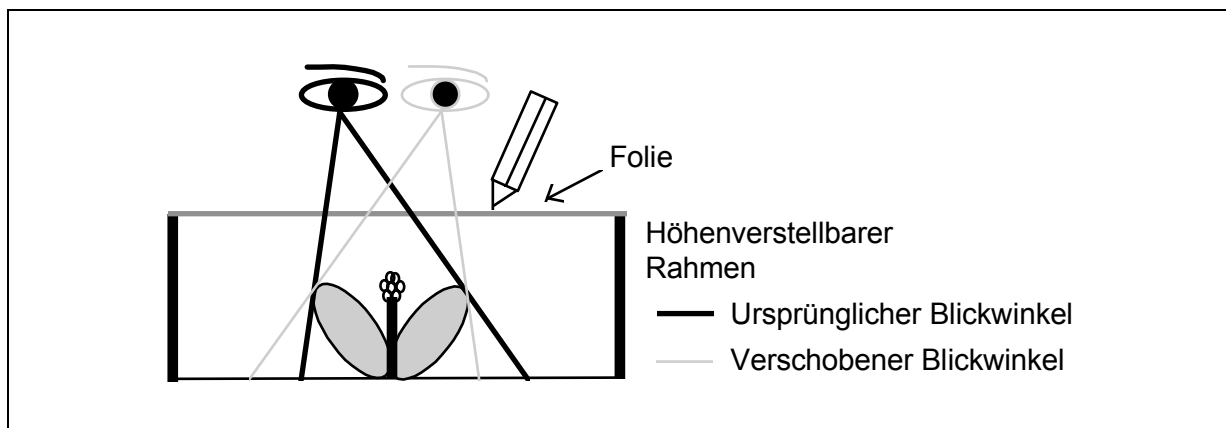


Abb. 31: Verschiebung der Aufzeichnungsgrenzen bei Augenbewegung.

Die fotografische Aufnahme ist besser standardisierbar und daher objektiver. Wenn das Foto von gleicher Position (Höhe, Winkel) mit gleichem Objektiv und mit gleicher Brennweite angefertigt wurde, erhält man immer die gleiche Verzerrung und den gleichen Bildausschnitt (siehe Kapitel 4.20).

Kann man hingegen die Folie unmittelbar auf den ebenen Bestand legen, so ist das Abzeichnen im Gelände hinreichend genau.

Auch mit tragbaren Digitalisiererrahmen wurde bereits experimentiert, wobei die Pflanzenumrisse direkt im Gelände in das digitale Speichermedium eingebracht wurden (MUHLE & POSCHLOD, 1989 zitiert aus MACK & TYKE, 1979).

MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) skizzieren einen **Pantograph**, mit dessen Hilfe die Vegetation im Freiland auf Papier gezeichnet werden kann. Es handelt sich um eine Gestängekonstruktion, die an einem Punkt fix im Erdboden befestigt werden muß. Am anderen Ende ist ein Stift befestigt, mit dem die Pflanzenumrisse "nachgefahren" werden. Durch die Gestängekonstruktion mechanisch verbunden, zeichnet ein Schreibstift in gleicher Weise die Vegetation auf Papier ab. Der Zeichenmaßstab kann verstellt werden. In der Praxis ist diese Methode vermutlich sehr unhandlich und aufgrund der störenden Vegetationsstruktur nicht sehr genau.

Die Folienmethode wurde von GLANZ (1986) für Wuchsortkartierungen herangezogen. Dazu werden die Pflanzen nicht abgezeichnet, sondern nur die Punkte eingetragen, an denen die einzelnen Pflanzen wurzeln. Neben räumlichen Verbreitungsmustern kann so auch die Pflanzendichte bestimmt werden.

Zeitaufwand

Die Folienmethode ist relativ zeitaufwendig, allerdings kann die räumliche Dynamik gut visualisiert werden, was bei reinen Deckungsschätzungen nicht möglich ist. Die fotografische Methode kann im Gelände rasch durchgeführt werden, ist aber beim Digitalisieren sehr zeitaufwendig.

Auswertung

Von den Fotos oder Folien werden die Pflanzenumrisse digitalisiert. In der Praxis eignet sich das GIS (Geographisches Informationssystem), das für die Produktion von Vegetationskarten verwendet wird und eine Verknüpfung mit einer Datenbank zuläßt. Digitalisierte Polygonzüge können als Pflanzenarten definiert werden, was bei grafischen Überlagerungen der Zeitreihen von Vorteil ist. Dadurch wird jede Arte einzeln oder in gewünschten Kombinationen abrufbar und kann in Zeitreihen überlagert dargestellt werden.

Das zeitaufwendige Digitalisieren könnte vielleicht zukünftig durch automatisierte Bildanalyseverfahren (siehe Kapitel 4.16.3.6) ersetzt werden, die derzeit aber noch nicht ausreichend differenzieren können.

4.16 Methoden zur Analyse der Vegetationsstruktur

von Andreas Sundermeier

4.16.1 Summary

For the quantitative or semi-quantitative investigation of above ground vertical structure in grasslands and similar vegetation types an overview over 27 methods is given. Seventeen methods are described in detail and their advantages and disadvantages to study the structure of vegetation in permanent plot research are discussed. An evaluation of the methods shows, that all demands can not be satisfied by one single method. The choice of an appropriate method depends mainly on the desired accuracy, the tolerance for disruption within the permanent plots, the financial and temporal frame of the study and on the architecture of the investigated vegetation.

4.16.2 Einführung in die Vegetationsstrukturmessung

Vegetationstextur und -struktur werden von DOING (in BARKMAN 1979) folgendermaßen definiert: „Texture is [...] defined as the qualitative and quantitative composition of the vegetation as to different morphological elements (in the widest possible sense [...]) regardless of their arrangement, whereas structure is concerned with the spatial (horizontal and vertical) arrangement (the architecture) of these elements.“ Als wichtige Parameter der Vegetationsstruktur erfassen die hier vorgestellten Methoden a) die räumliche Verteilung der Phytomasse pro Volumen- oder Grundflächeneinheit und/oder b) die Durchdringbarkeit jeder Bestandesschicht (für Licht, kleine Tiere, Luftmassen usw.), die im folgenden mit BARKMAN (1988) als Vegetationsdichte („vegetation denseness“) bezeichnet werden soll. Dabei wird zwischen vertikaler und horizontaler Vegetationsdichte unterschieden. Als Maß für die Durchdringbarkeit in vertikaler Richtung (= vertikale Vegetationsdichte) wird die Deckung der gedachten vertikalen Projektion aller Pflanzenteile oder Arten eines bestimmten Volumens auf eine horizontale Ebene in Prozent angegeben. Analog dazu wird die horizontale Durchdringbarkeit (= horizontale Vegetationsdichte) als Deckung der horizontalen Projektion auf einer vertikalen Ebene gesehen (siehe Abb. 32).

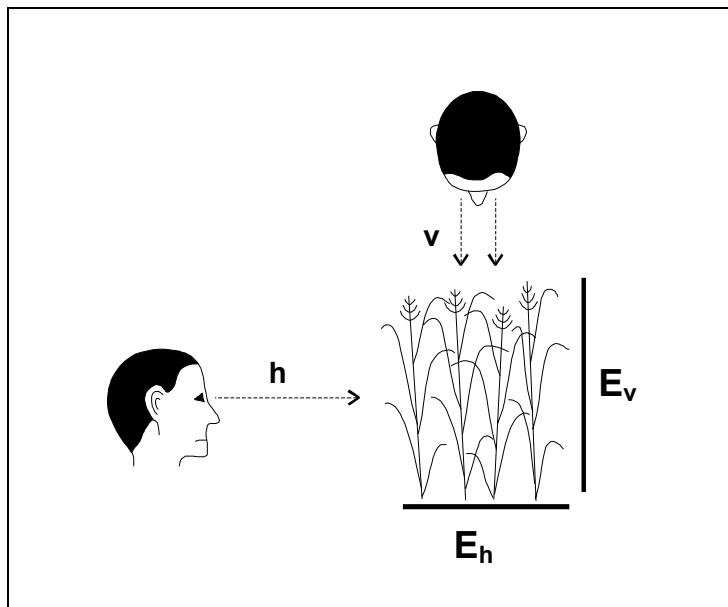


Abb. 32:
Horizontale Projektion (h) eines Bestandes auf eine vertikale Ebene (E_v) bei der Betrachtung der Vegetation von der Seite. Vertikale Projektion (v) auf eine horizontale Ebene (E_h) bei Betrachtung von oben (aus BARKMAN, 1988, verändert).

Aus der Analyse einer zweidimensionalen Struktur (hier der Deckung auf einer Ebene) lassen sich nach WEIBEL & ELIAS (1967) Rückschlüsse auf die dreidimensionalen Struktur ziehen. Zur ökologischen Interpretation der vertikalen und horizontalen Durchdringbarkeit siehe BARKMAN (1988) und STOUTJESDIJK & BARKMAN (1992).

Unterschiede zwischen der Phytomasse und der Vegetationsdichte ergeben sich dadurch, daß bei der Dichte die Orientierung der Vegetation im Raum eine Rolle spielt, bei der Phytomasse nicht. Innerhalb einer Vegetationseinheit können Phytomasse und Dichte jedoch eng miteinander korreliert sein (VERKAAR et al., 1983; SUNDERMEIER, nicht publ.). Der Begriff Vegetationsdichte wird neben der hier verwendeten Definition auch als Anzahl von Individuen oder Trieben pro Flächeneinheit verstanden („vegetation density“, GREIG-SMITH, 1983), in diesem Beitrag wird Vegetationsdichte aber immer im Sinne von Durchdringbarkeit verwendet.

Auch beim Begriff Vegetationsstruktur wird zwischen horizontaler und vertikaler Struktur unterschieden. Die Anordnung von Elementen innerhalb einer Schicht wird allgemein als Horizontalstruktur bezeichnet, die Anordnung von Elementen zwischen den Schichten als Vertikal-

struktur (Schichtung). Neben der räumlichen Verteilung von Vegetationsdichte und Phytomasse können noch viele weitere Parameter zur strukturellen Charakterisierung von Pflanzenbeständen herangezogen werden, die mit einigen der hier vorgestellten Methoden erfaßt werden können. Als erstes wäre die Höhe und die Gesamtdeckung zu nennen, weiter die Verteilung von Blattflächenindex (LAI: Blattfläche pro Grundfläche), GAI („green area index“: Fläche der assimilierenden Pflanzenteile pro Grundfläche) und PAI („plant area index“: Fläche aller Pflanzenteile pro Grundfläche) im Bestand. Manche Methoden nutzen Frequenzbestimmungen (also die Häufigkeit einer bestimmten Information in einem Bestandesauschnitt) zur Strukturcharakterisierung. Strukturuntersuchungen können getrennt nach Arten, Lebensformen oder morphologischen Elementen (Blätter, Halme usw.) durchgeführt werden.

Bei einer Reihe von Fragestellungen können Strukturuntersuchungen angewendet werden. Sie sind für Monitoringprojekte gut geeignet, da die Vegetationsstruktur schneller auf Umweltveränderungen reagiert als die Artenzusammensetzung einer Fläche (OPPERMANN, 1990). Daher sind gerade für kurz- bis mittelfristige Studien, in denen sich nur geringe Artenverschiebungen ergeben, Strukturmessungen besonders geeignet (BUTTLER, 1992). Eine bestimmte Artenzusammensetzung einer Fläche bedingt nicht automatisch auch ihre vertikale Struktur (VER HOEF et al., 1989, SUNDERMEIER, 1996).

Mit Hilfe von Strukturmessungen untersuchten BUTTLER (1992), DOLEK (1994) und MITCHELEY & Willems (1995) den Erfolg von Biotoppflegemaßnahmen auf Bestandes- bzw. Artniveau. Weitere Anwendungsgebiete liegen in der Erfassung der Vegetationsdynamik (STAMPFLI, 1992) und in der Erforschung der interspezifischen Konkurrenz (V. D. HOEVEN et al., 1990, WITTE & HERRMANN 1995). Auch bei der Untersuchung von Keimungs- und Etablierungsrisiken können Strukturmessmethoden eingesetzt werden (VERKAAR et al., 1983, SILVERTOWN & SMITH, 1988, WATT & GIBSON, 1988). Im vegetationskundlichen Monitoring können regelmäßige quantitative Erfassungen dazu dienen, Eutrophierungstrends nachzuweisen. So konnten HEIL (1988) und HEIL et al. (1988) zeigen, daß die trockene Deposition von Sulfat und Ammonium in Rasenvegetation vom LAI der Bestände abhängt. WILLEMS et al. (1993) untersuchten den Artenrückgang in Kalkmagerrasen bei verschiedenen Düngevarianten und kamen zu dem Schluß, daß die Artenzahl auch von der Heterogenität der Vegetationsstruktur abhängt.

Strukturuntersuchungen sind wegen der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität des Untersuchungsgegenstandes, des Zeitbedarfs, der oft destruktiven Arbeitsweise und der fehlenden methodischen Standards mit Schwierigkeiten verbunden. Diese Schwierigkeiten haben zu einer Fülle methodischer Entwicklungen geführt, die den Einstieg in das Thema sehr erschweren. Mit welcher Methode soll gearbeitet werden, um die erwünschten Resultate zu erzielen?

Um die Entscheidung zu erleichtern, wird eine Übersicht über quantitative und halbquantitative Verfahren zur Messung der oberirdischen Vegetationsstruktur in Dauerflächen gegeben. Die Methoden werden detailliert beschrieben und kritisch diskutiert. Insbesondere wird die Erfassung der oberirdischen vertikalen Struktur (Schichtung) im Grünland, in Zwergstrauchheiden und der Krautschicht von Wäldern behandelt. Abschließend wird eine Bewertung der Methoden gegeben, aus der sich Anwendungsempfehlungen für die Bearbeitung verschiedener Aufgabenstellungen ableiten lassen. Methodenvergleiche zur Phytomassenbestimmung wurden von CATCHPOLE & WHEELER (1992) durchgeführt, für Frequenzuntersuchungen auf Artniveau von EVERSON & CLARKE (1987) und für verschieden Punktfrequenzverfahren von EVERSON et al. (1990).

Methoden zur Erfassung der horizontalen Vegetationsstruktur, zur Erfassung der vertikalen Strukturen von Wald- und Gebüschgesellschaften sowie der unterirdischen Struktur wurden nicht in die Übersicht aufgenommen. Einen ersten Einstieg in die Strukturmessung in Wald- und Gebüschgesellschaften geben u. a. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) und

MÜHLENBERG (1993). Eine kurze Übersicht über Methoden zur Erfassung der unterirdischen Struktur findet sich in DIERSCHKE (1994). Ein Beispiel für die Bearbeitung der unterirdischen Struktur geben RODRIGUEZ et al. (1995). Die Analyse der horizontalen Vegetationsstruktur („pattern analysis“) wird u. a. von GREIG-SMITH (1983) behandelt.

Die Bewertung der hier vorgestellten Methoden beruht im Wesentlichen auf eigenen Methodentests im Rahmen des FIFB-Forschungsverbundes (HENLE et al., 1995), sowie auf mündlichen Angaben von Fachkollegen und der Auswertung der Literatur. Die Erfahrungen wurden vor allem in Xerothermvegetation im Rahmen von Habitatqualitätsanalysen für wirbellose Tiere und in vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchungen gesammelt.

4.16.3 Methodenübersicht

4.16.3.1 Erntemethode

Beschreibung

Der Bestand auf einer definierten Grundfläche (in der Regel 1-100 dm²) wird schichtweise abgeerntet. Zur Analyse kann das Material in Fraktionen verschiedener Arten, Lebensformen oder Wuchstypen, nach morphologischen Elementen, assimilierender und nicht assimilierender Phytomasse usw. aufgeteilt werden. Von der gesamten Probe oder deren einzelnen Fraktionen wird das Frisch- und Trockengewicht bestimmt, sowie mit einem Blattflächenmeßgerät der LAI, GAI oder PAI (Definitionen s. o.). Da das Frischgewicht der Proben von der aktuellen Wasserversorgung der Pflanzen abhängt, schlagen WERGER (1983) und FLIERVOET (1987) vor, das Material einen Tag im Kühlschrank zwischen feuchtes Filterpapier zu legen, damit unter vergleichbaren Feuchteverhältnissen gewogen werden kann. Zur Trockengewichtsbestimmung werden die Proben bei 80°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und dann gewogen, die Angabe des Gewichts erfolgt in g/m² (STEUBING & FANGMEIER, 1992). Aus den Daten lassen sich weitere Kenngrößen berechnen, wie z. B. die LAR („leave area ratio“ [cm² Blattfläche/g Trockengewicht] oder „foliage density“ [cm² Blattfläche/Volumeneinheit]). Beispiele für umfangreiche Biomassestudien mit Berechnungen diverser Kenngrößen geben WERGER (1983), FLIERVOET & VAN DE VEN (1984) und FLIERVOET (1987).

Erhöhung der Reproduzierbarkeit und Arbeitserleichterung

Die Genauigkeit der Messungen wird vor allem durch ungenaues Ernten herabgesetzt. Material kann leicht beim Abschneiden herunterfallen. Es darf nur Masse entnommen werden, die sich direkt über der ausgewählten Grundfläche befindet, unabhängig davon, ob die Pflanze dort wurzelt (BONHAM, 1989). Dazu muß für jedes randliche Pflanzenteil entschieden werden, inwieweit es sich über der ausgewählten Grundfläche befindet. Je größer dabei das Verhältnis von Umfang zu Flächeninhalt der gewählten Grundfläche ist, desto ungenauer sind die Erntedaten. Allgemein gilt: Je kleiner die zu erntende Fläche, desto größer ist der Fehler durch Randeffekte. Weiter spielt die Form der Fläche eine Rolle. Bei gleichem Flächeninhalt nimmt das Verhältnis von Umfang zu Flächeninhalt und damit auch der Erntefehler in der Reihe Rechteck-Quadrat-Kreis ab. BONHAM (1989) empfiehlt daher die Verwendung kreisförmiger Probestellen für Phytomasseuntersuchungen. Ein einfaches Hilfsgerät zur Abgrenzung kreisförmiger Flächen zeigt Abb. 33.

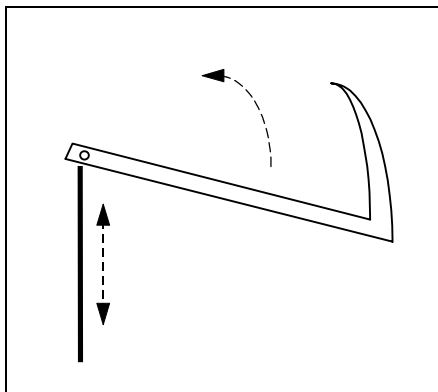


Abb. 33:

Der Sickledrat, ein einfaches Hilfsmittel zur Abgrenzung kreisförmiger Untersuchungsflächen. Der äußere Arm dient zur Trennung von abzuerntenden und nicht zu erntenden Material, nicht zum Schnitt selbst. Zum schichtweisen Ernten ist das Gerät höhenverstellbar (KENNEDY, 1972, aus BONHAM, 1989, verändert).

Beim schichtweisen Ernten stark vertikal orientierter Bestände kann die Arbeitszeit minimiert werden, indem im Gelände der Bestand als ganzes vorsichtig geerntet wird und die Pflanzen ohne Lageverschiebungen zueinander in Folie eingewickelt werden. Im Labor wird die Folie entrollt und in entsprechende Strata zerteilt (MITCHLEY & WILLEMS, 1995). CATCHPOLE & WHEELER, (1992) referieren über eine Methode von HUTCHINGS & SCHMAUTZ, (1969), die durch eine Kombination der Ernte mit Schätzungen den Zeitaufwand und die Störung des Bestandes herabsetzt. Dazu werden vier oder fünf benachbarte Quadrate ausgelegt und das Quadrat mit der visuell eingeschätzten höchsten Phytomasse geerntet. Für die anderen Quadrate wird lediglich geschätzt, wieviel Prozent der Masse des geernteten Quadrates in ihnen enthalten ist. Die geringere Genauigkeit kann durch eine höhere Stichprobenzahl ausgeglichen werden. Über weitere Erntemethoden referieren BONHAM (1989) und CATCHPOLE & WHEELER (1992).

Beurteilung

Die Erntemethode ist die einzige, mit der die oberirdische Phytomasse, der LAI u. a. direkt bestimmt werden. Eine Vielzahl weiterer Parameter können erhoben oder berechnet werden. Die verhältnisskalierten Rohdaten unterliegen keinen Beschränkungen bzgl. der Anwendbarkeit von Rechenverfahren. Die Daten sind bei genauer Arbeitsweise reproduzierbar, wenn die Grenzen der Grundfläche und der Schichten beachtet werden.

Die Nachteile liegen vor allem im hohen Arbeitsaufwand im Gelände und im Labor begründet. Bei einer Grundfläche von 5 dm² und einer Unterteilung des Bestandes in 4-5 Schichten ergab sich bei eigenen Untersuchungen eine Geländearbeitszeit von 15-20 Minuten pro Probe. Dazu kommt, daß Phytomasse aus der Dauerfläche entfernt werden muß. Also kann bei Zeitreihenuntersuchungen nicht ein zweites Mal direkt an derselben Stelle geerntet werden, die Probenahme muß mit einem Stichprobenverfahren durchgeführt werden. Der Schaden in der Dauerfläche kann begrenzt werden, indem spezielle Flächen für destruktive Messungen ausgewiesen werden oder die Entnahmeflächen sehr klein gewählt werden (z. B. 1 dm²), wobei aber Ungenauigkeiten durch Randeffekte in Kauf genommen werden müssen.

4.16.3.2 Höhenmessungen zur Phytomassenschätzung

Beschreibung

Ein Meterstab wird aufrecht in den Bestand gestellt und eine runde Scheibe mit einem Loch in der Mitte auf den Stab gesteckt und fallengelassen. Die Höhe, in der die Scheibe auf der Vegetation zu liegen kommt, wird am Stab abgelesen („disc pasture meter“ von BRANSBURY & TAINTON, 1977, in CATCHPOLE & WHEELER, 1992). Um ein Verkanten der Scheibe durch ungleichmäßig hohe Vegetation zu verhindern, können auch zwei übereinanderliegende verbundene Scheiben verwendet werden (siehe Abb. 34).

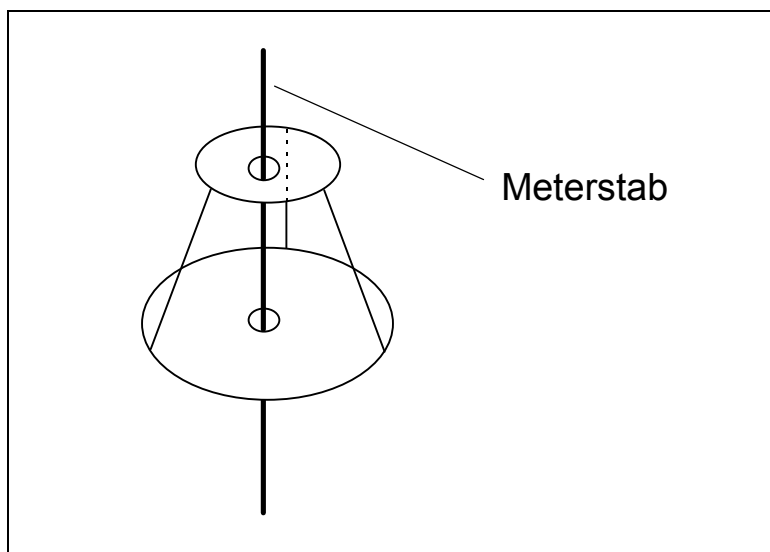


Abb. 34:
"Plate Meter" aus zwei miteinander verbundenen Scheiben zur Bestimmung der Bestandeshöhe und Abschätzung der Phytomasse (CASTLE, 1976, aus BONHAM, 1989, verändert).

Der gemessene Wert ist eine Funktion der Höhe und der Phytomasse der Vegetation, über Regressionsanalysen kann für jede Vegetationseinheit der Zusammenhang zwischen Gesamt-Phytomasse und Höhe ermittelt werden. Nach Untersuchungen zum Stichprobenumfang, die BIEDERMANN (mündl.) in Fiederzwenkenbeständen durchführte, ist eine Stichprobenzahl von 10-15 ausreichend, wenn eine stabile Pappscheibe mit 10 cm Radius verwendet wird.

Beurteilung

Die Methode ist nicht-destruktiv und benötigt weniger als eine Minute Zeit pro Stichprobe. Die Daten sind verhältnisskaliert. Das Ergebnis hängt vom Gewicht der Scheibe und deren Radius ab. Die mit einer leichten Scheibe gewonnenen Ergebnisse sind mehr von der Höhe der Vegetation beeinflusst, bei Verwendung einer schweren Scheibe wird die Phytomasse genauer erfaßt. Mit unterschiedlich großen Scheiben kann die Bestandesheterogenität dargestellt werden (BIEDERMANN, mündl.), Lücken im Bestand können je nach Scheibengröße im cm²- bis dm²-Bereich erfaßt werden. Eine kleine Scheibe fällt tiefer in die Bestandeslücken als eine große und produziert eine höhere Varianz, die als Maß für die Bestandesheterogenität dienen kann. Zur Standardisierung muß Gewicht und Größe der Scheibe feststehen. Außerdem ist es wichtig, ob man die Scheibe auf die Vegetation fallenläßt oder sie vorsichtig aufsetzt. Vegetationseinheiten mit unterschiedlich starken Halmen oder Ästen können nicht miteinander verglichen werden, weil sie der Scheibe unterschiedlichen Gegendruck entgegenzusetzen (CATCHPOLE & WHEELER, 1992). Eine Strukturanalyse getrennt nach verschiedenen Schichten ist nicht möglich, es wird nur eine einzige Kennzahl ermittelt. Erhebungen auf Art-niveau in artenreichen Beständen sind nicht möglich.

4.16.3.3 Schätzmethoden

4.16.3.3.1 Vorbemerkungen

Zur Standardisierung von Deckungsschätzungen müssen verschiedene Formen der Deckung auseinandergehalten werden, vor allem wenn mehrere Bearbeiter schätzen. In Anlehnung an BARKMAN et al. (1964) wird zwischen Konturendeckung und reeller Deckung unterschieden. Konturendeckung meint dabei die Deckung der Projektion des Umrisses der Pflanzenteile, wobei Lücken innerhalb der Umrissprojektion zur Deckung hinzugerechnet werden. Reelle Deckung meint den wirklichen Deckungsgrad, ohne die Fläche der Lücken dazuzurechnen. (siehe Abb. 35).

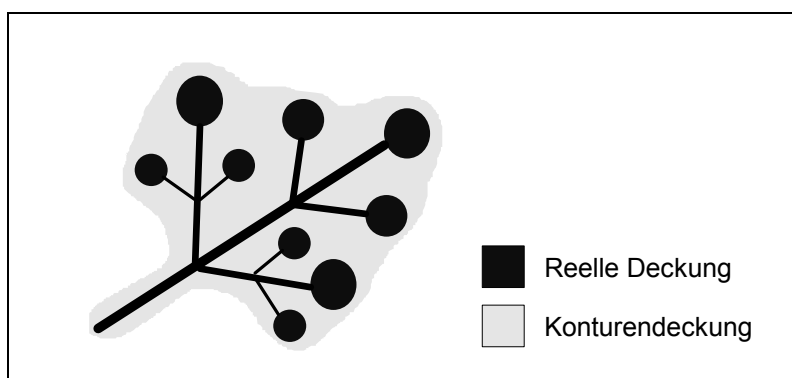


Abb. 35:
Konturendeckung und reelle Deckung eines auf eine Fläche projizierten Pflanzenteiles.

Viele Schätzmethoden erlauben sehr genaue Schätzungen, so daß es in den meisten Fällen sinnvoll ist, eine feinere Schätzskala als die von BRAUN-BLANQUET (1964) zu verwenden, z. B. die von LONDO (1976) oder von BARKMAN et al. (1964) (siehe auch Kapitel 4.15.1.4). Für quantitative Analysen ist nicht nur die Deckungsklasse 2, sondern auch die Klasse 5 zu grob.

4.16.3.3.2 Schätzung der Gesamtdeckung

Vegetationsstruktur und Gesamtdeckung (siehe auch Kapitel 4.15.1.4)

Unter der Gesamtdeckung der Vegetation wird die Deckung der senkrechten Projektion aller Pflanzenteile auf den Erdboden verstanden (BRAUN-BLANQUET, 1964). Somit wird die vertikale Vegetationsdichte (oder vertikale Durchdringbarkeit) des gesamten Bestandes ohne Berücksichtigung der räumlichen Variabilität erfaßt. Damit ist die Erfassung der Gesamtdeckung strenggenommen keine Methode zur Strukturmessung, bei der es ja immer um räumliche Verteilungen geht. Die Gesamtdeckungsschätzung wurde trotzdem in die Methodenübersicht aufgenommen, weil viele quantitative Strukturparameter mit der Gesamtdeckung korreliert sein können. In lückigen Trockenrasen z. B. ist die horizontale und vertikale Vegetationsdichte jeder Schicht mit der Gesamtdeckung korreliert (SUNDERMEIER, unpubl.), so daß es für die Erstellung von Vegetationsdichteprofilen (siehe Abb. 36) ausreicht, in Kombination mit der Gesamtdeckung die Höhe des Bestandes zu messen. In dichter Vegetation allerdings liegt die Gesamtdeckung immer bei 100 % oder etwas darunter und ist zur strukturellen Charakterisierung der Vegetation nicht brauchbar.

Beschreibung

Bei der Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1964) wird die Gesamtdeckung für die gesamte Aufnahmefläche geschätzt, dies ist für speziellere Aufgabenstellungen zu ungenau. Detailliertere Schätzungen der Gesamtdeckung im Grünland lassen sich mit einem 0,25 m² Zählrahmen durchführen, der in 25 Felder unterteilt ist (ein Feld entspricht 4 % Deckung). Die Gesamtdeckung im Zählrahmen wird auf mehreren zufallsverteilten oder fest markierten Probeflächen geschätzt, die Rahmenunterteilung dient als Schätzhilfe. Zur Eichung können die mit einer bestimmten Deckung geschwärzten schwarz-weiß-Flächen von GEHLKER (1977) oder der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) verwendet werden. In wenigen Minuten lassen sich mehrere Zählrahmen bearbeiten. Einmalige Schätzungen der Gesamtdeckung für eine größere Fläche liegen in der Regel höher als der aus Zählrahmen-Schätzungen errechnete Mittelwert. Dies liegt daran, daß bei der groben einmaligen Schätzung eher die Konturendeckung ermittelt wird, während im Zählrahmen der zu schätzende Ausschnitt aus größerer Nähe gesehen und daher mehr die reelle Deckung geschätzt wird.

Ergänzung

Für Deckungsschätzungen der Strauch- und Baumschicht wird die Line-Intercept-Methode vorgeschlagen (siehe MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Dabei werden zufallsverteilt oder in regelmäßigen Abständen Maßbänder auf dem Boden ausgelegt und die senkrechte Kronenprojektion auf diese Maßbänder gemessen.

Beurteilungen

Zählrahmen-Schätzungen ermöglichen die Verwendung einer feinen Skala und sichern bei entsprechender Eichung der Schätzungen eine gewisse Reproduzierbarkeit, da die Feldeinteilung des Zählrahmens eine Orientierung bei der Schätzung gewährleistet. Das Verfahren ist schnell und nicht destruktiv, die Datenerhebung auf Artniveau ist möglich. Die vertikale Struktur wird nicht erfaßt. Zur Strukturcharakterisierung in lückiger Vegetation kann die Methode aber in Kombination mit anderen Methoden (z. B. Höhenmessungen) verwendet werden.

Einmalige Schätzungen der Gesamt- oder Artendeckung sind zur Erfassung von Veränderungen auf einer großen Dauerfläche nicht zu empfehlen, weil die Übersicht über die Fläche nicht gewährleistet ist. Die Deckungsveränderungen sollten hier besser mit einigen fest markierten kleinen Flächen oder vielen zufallsverteilten Stichproben, die mit Zählrahmenschätzungen untersucht werden, nachgewiesen werden. Die Line-Intercept Methode ist zur Erfassung der Deckung der Strauchschicht gut geeignet, in Grasbeständen läßt sie sich nur schwer anwenden, da das Maßband nicht exakt auf dem Boden verlegt werden kann.

4.16.3.3.3 Schätzung des Phytomassenanteils von Arten (KLAPP, 1930; BRIEMLE, 1992)

Beschreibung

Zur Ertragsabschätzung speziell im Grünland wurde von KLAPP (1930, referiert in BRIEMLE, 1992) ein Verfahren entwickelt, daß statt der Deckungsschätzung auf Artniveau die Schätzung des Anteils jeder Art oder Artengruppe an der Phytomasse durchführt. Hier liegt keine Struktur-, sondern eine Texturerfassung vor (siehe Definition in der Einführung zu den Strukturmessungen), weil die räumliche Verteilung nicht berücksichtigt wird. Die Methode wurde trotzdem in diese Übersicht aufgenommen, weil das über das Verhältnis zwischen Vegetationsstruktur und Gesamtdeckung gesagte (s. o.) analog auch hier gilt.

Beurteilung

Die Methode ist schnell, nicht destruktiv und erlaubt Erhebungen auf Artniveau. Das Verfahren setzt Erfahrungen mit Erntemethoden voraus, hat aber den Vorteil, daß die Schätzungen für alle Arten zusammen 100 % ergeben müssen. Damit ist für die Schätzungen der Massenanteile eine hilfreiche Obergrenze vorgegeben, die die Reproduzierbarkeit erhöht. Dies ist ein Vorteil gegenüber der Deckungsschätzung, bei der die Summe aller Deckungen 100 % in der Regel übersteigt und dem Bearbeiter keine Orientierung nach oben vorliegt. Hier liegt eine Fehlerquelle der Deckungsschätzung (BRIEMLE, 1992). Auf der anderen Seite wird die Anwendbarkeit dadurch verringert, daß nur qualifizierte Bearbeiter Schätzungen durchführen sollten. Von dem Versuch, die Massenanteile der Arten auf großen Dauerflächen zu schätzen, sollte abgesehen werden, weil die Übersicht über eine solche Fläche nicht gegeben ist. Analog zur Deckungsschätzung ist auch hier die Verwendung kleinerer Flächen (0,25-1 m²) zu empfehlen.

4.16.3.3.4 Vegetationsdichteprofile nach VAN DER MAAREL (1970, verändert)

Beschreibung

Zur Charakterisierung des Schichtaufbaus könnte die Gesamtdeckungsschätzung (s. o.) getrennt nach Schichten erfolgen. So schlug VAN DER MAAREL (1970) vor, vertikale Vegetationsdichten in Höhenintervallen zu schätzen, deren Grenzen sich ungefähr logarithmisch mit der Grundzahl e verhalten (0-1 cm; 1-3 cm; 4-10 cm; 11-25 cm; 26-60 cm; 61-150 cm usw.). Eine solche Einteilung paßt zu den natürlichen Schichtgrenzen vieler Vegetationseinheiten. So entstandene Vegetationsdichteprofile, allerdings mit einer für die mittleren und oberen Schichten des Grünlandes feineren dezimalen Einteilung der Schichten, zeigt Abbildung 36.

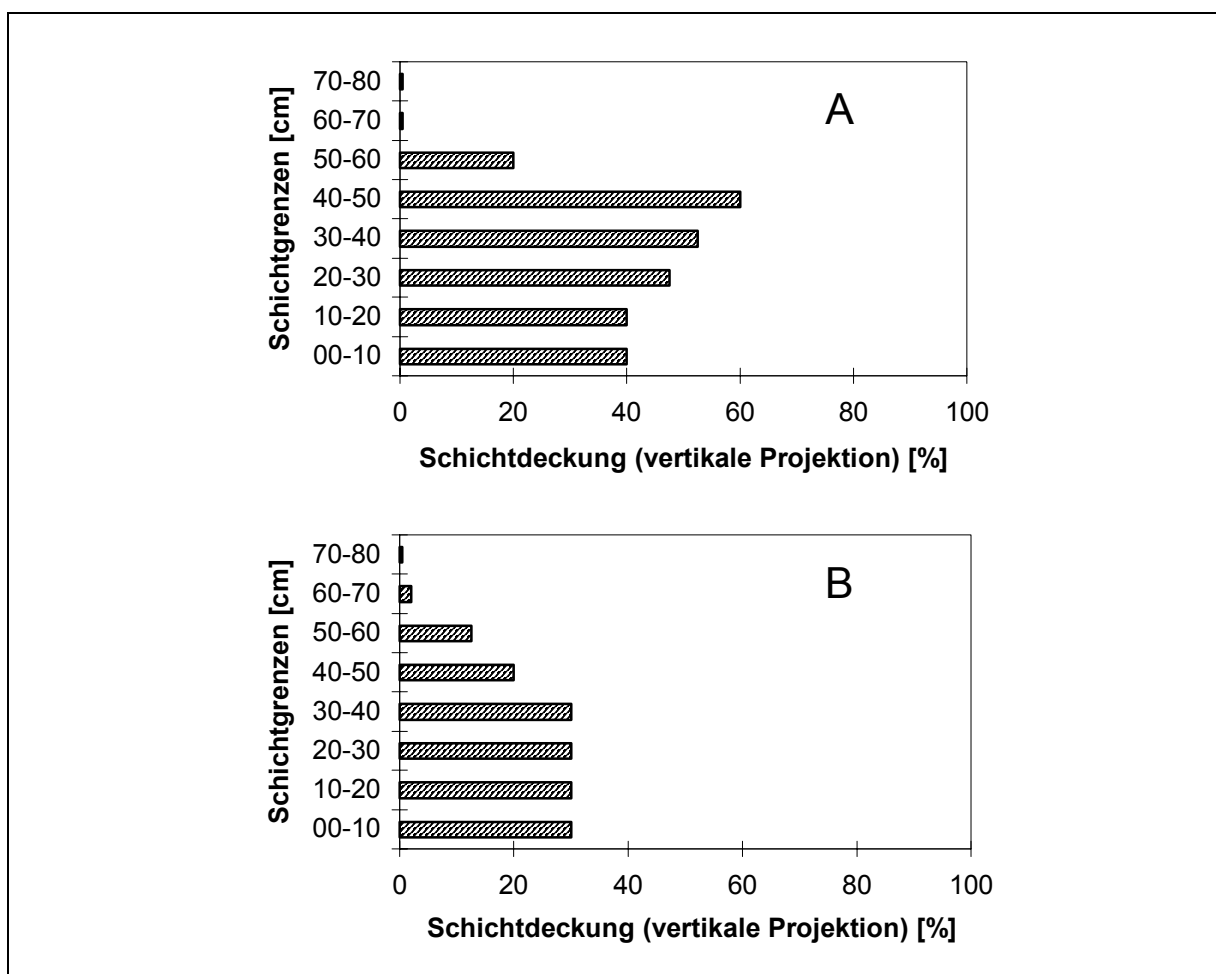


Abb. 36: Vegetationsdichteprofile mit nach van der Maarel (1970) schichtweise geschätzten vertikalen Vegetationsdichten auf 10 x 50 cm² Grundfläche in einem *Atriplex tatarica* (A) und einem *Agropyron repens*-Bestand (B). Ruderalfläche nördlich Halle/Saale, 19.08.96 (siehe auch die Abbn 39 und 44).

Nach eigenen Erfahrungen sind reproduzierbare Schätzungen von Zeitreihen auf größeren, entsprechend unübersichtlichen Flächen nicht möglich. Es hat sich aber bewährt, die Schätzung von Vegetationsdichteprofilen auf einer Grundfläche von 50 x 50 cm durchzuführen. Ein entsprechend großer Rahmen kann zufallsverteilt oder an fest markierten Stellen plaziert werden. Durch Höhenmessungen wird festgestellt, welche Teile welcher Pflanzen in welcher Schicht vorkommen, um sich eine Vorstellung vom genauen Schichtaufbau der Vegetation innerhalb des Rahmens zu machen. Dann wird in Gedanken der Bestand in Strata der vorher

festgelegten Höhenintervalle unterteilt und die Deckung jeder Schicht als senkrechte Projektion auf den Boden geschätzt. Begonnen wird mit der obersten Schicht. Zur Eichung der Schätzung werden Pappscheiben verwendet, die einen bestimmten Flächeninhalt der 0,25 m² darstellen. Nach entsprechender Einarbeitung und unter regelmäßiger Eichung der Schätzungen kamen zwei Bearbeiter zu gut übereinstimmenden Ergebnissen (APPELT & BIEDERMANN, mündl.). Der Zeitaufwand liegt mit 6-8 Minuten pro Stichprobe für eine Schätzmethode überraschend hoch, wird aber zur genauen Vermessung des Bestandes benötigt. Verglichen mit anderen Methoden ist der zeitliche Aufwand gering. Es sollten etwa fünf bis sieben Stichproben pro Dauerfläche erhoben werden, bei genaueren Analysen und heterogenen Flächen entsprechend mehr. Durch die Verwendung einer Schätzskala (z. B. LONDO, 1976) sind die Daten ordinalskaliert, aus den Stichproben können Mediane und Quartile berechnet werden. Tests auf Medianunterschiede können mit dem Mann-Whitney U-Test durchgeführt werden (BÜHL & ZÖFEL, 1994).

Beurteilung

Vorteile der Methode liegen im geringen technischen Aufwand und der schnellen Bearbeitbarkeit. Um die Störung des Bestandes durch Tritt zu minimieren, können die auf Projektionen von oben beruhenden Schätzungen von einem Stuhl aus durchgeführt werden. Der Bearbeiter könnte auch von einem starken Brett aus operieren, daß quer über die Dauerfläche gelegt und von Stützen außerhalb der Fläche gehalten wird. Neben Daten zur Vegetationsdichte können weitere Parameter, z. B. zur Deckung einzelner Arten oder Wuchsformtypen, erhoben werden. Es kann sowohl dichte als auch lückige Vegetation bearbeitet werden.

Als Nachteil ergibt sich, daß man sich von der Schichteinteilung und der Projektion der Schichten eine räumliche Vorstellung machen muß. Hier liegt neben Schätzfehlern die größte Fehlerquelle, so daß genaue Analysen nicht durchgeführt werden können. Außerdem kann die erste Schätzung die Schätzwerte für die anderen Schichten derselben Aufnahme fläche beeinflussen, da man sich intuitiv am Wert der ersten Schätzung orientiert (andere Schätzungen verwenden Zählrahmen o. ä. als Schätzhilfen, die zur Orientierung dienen sollen). Durch die einseitige Schätzung der vertikalen Vegetationsdichte wird bei Vegetationseinheiten, die aus vielen waagrecht stehenden Elementen bestehen, die Phytomasse überschätzt, bei Einheiten aus vielen senkrecht stehenden Elementen jedoch unterschätzt, so daß bei stark verschieden orientierten Vegetationseinheiten keine gute Korrelation zwischen Dichteschätzung und Phytomasse gefunden wird.

4.16.3.3.5 Strukturmeßröhre nach SUNDERMEIER & MEISSNER

Vorbemerkung

Die Idee, einen 10 x 10 cm großen Zählrahmen zur Beschreibung der Vegetationsstruktur zu verwenden, geht auf CURTIS & BIGNAL (1985) zurück. Der Zählrahmen ist in 25 Felder eingeteilt, wird in einer bestimmten Höhe vertikal in den Bestand gehalten und die horizontale Vegetationsdichte beim Blick von der Seite durch 10 cm tiefe Vegetation hinter dem Rahmen geschätzt. Der Zählrahmen dient als Schätzhilfe. Dieses Verfahren hat den Nachteil, daß die untersten Vegetationsschichten nur in sehr unbequemer Haltung oder liegend von der Seite betrachtet werden können. Das Bild der Vegetation im Zählrahmen hängt von der nie exakt horizontalen Blickrichtung des Bearbeiters ab. Zur Eliminierung dieser Schwierigkeiten wurde in Anlehnung an Teleskopkonstruktionen, wie sie zur Präzisierung der Punktfrequenzmethode vorgeschlagen werden (siehe dort) von uns eine Strukturmeßröhre verwendet.

Beschreibung

Die Strukturmeßröhre besteht aus einem Rohr aus einer aufgerollten biegsamen Plastikplatte von ca. 25 cm Länge und 16 cm Durchmesser. Ein Ende des Rohres ist mit Pappe so abgedeckt, daß eine 10 x 10 cm große Fläche für zwei nahe beieinanderstehende vertikale Zählrahmen, unterteilt in 25 Felder freibleibt. Es werden zwei Rahmen verwendet, um Parallaxefehler zu vermeiden. Am anderen Ende des Rohres ist ein Spiegel im Winkel von 45° befestigt. Das Rohr wird waagrecht in einer bestimmten Höhe in die Vegetation gehalten, 10 cm entfernt von einer senkrecht im Bestand stehenden Leinwand. Um die Röhre in der richtigen Höhe zu halten, sind auf der Leinwand Markierungen angebracht. Von oben kann der Bearbeiter im Spiegel einen dm³ Vegetation durch den Zählrahmen von der Seite betrachten und die horizontale Vegetationsdichte als Projektion auf der Leinwand schätzen (siehe Abb. 37). Als Hilfe zur Deckungsschätzung von flächigen und linienhaften Elementen dienen die Feldeinteilung des Zählrahmens und die Stärke der Schnüre, die die Felder begrenzen (eine 1 mm starke Schnur von 10 cm Länge deckt im Zählrahmen 1 %).

Neben der Schätzung von Vegetationsdichteprofilen können weitere Parameter (z. B. das Verhältnis von Gräsern zu Kräutern) schichtweise geschätzt werden oder aber es werden die Felder des Zählrahmens ausgezählt, die ein bestimmtes morphologisches Element enthalten (SUNDERMEIER & MEISSNER, in Vorb.). Dabei kann zwischen verschiedenen Orientierungen der Elemente (horizontal, vertikal) differenziert werden (CURTIS & BIGNAL, 1985). Zur Auszählung der Frequenz morphologischer Elemente in verschiedenen Bestandesschichten kann der Rahmen in 64 statt in 25 Felder unterteilt sein. Statt eines normalen Spiegels kann ein guter Rasierspiegel verwendet werden, der ein leicht vergrößertes Bild der Vegetation liefert. Bei der Auszählung morphologischer Elemente in den Feldern des Zählrahmens sollte der Bearbeiter ein Auge mit einer Augenklappe bedecken, um eine exakte Parallaxe zu erhalten.

Für die Schätzung der Vegetationsdichte reicht es aus, die Röhre in der Hand zu halten, dabei kann man zusätzlich noch ein Diktiergerät halten. Um die untersten 10 cm der Vegetation zu messen, wird das Rohr auf den Boden gedrückt. Die Erfassung eines Dichteprofiles erfordert etwa 5 Minuten. Ein Umfang von sieben Stichproben sollte für nicht zu heterogene Vegetationseinheiten zur Vegetationsdichtebestimmung genügen. Zur Erfassung morphologischer Elemente empfiehlt es sich, die Röhre an zwei in den Boden gerammten Stangen zu befestigen, damit sie zur Auszählung ruhig liegt. Stichprobenumfang und Zeitbedarf erhöhen sich dabei, müßten aber nach unseren Einschätzungen weit unter den Werten für Punktfrequenzmethoden liegen (siehe die Diskussion dort).



Abb. 37: Strukturmeßröhre nach SUNDERMEIER & MEISSNER zur Schätzung der horizontalen Vegetationsdichte, Erläuterungen siehe Text (Photos: D. HOFFMANN).

Die Aufstellung von Leinwänden und anderen Objekten in dichter Vegetation

Zum Aufstellen von Leinwänden wird ein Stab in die Erde gesteckt und die Leinwand daran festgeklammert. Bei starkem Wind kann unten an der Leinwand noch eine kleine Schraubzwinge angebracht werden, die die Standfestigkeit erhöht. In dichter Vegetation sollte man mit einer kräftigen Schere einen senkrechten Schnitt im Bestand machen, um die Leinwand einzupassen. Die Struktur dichter Vegetation bleibt dabei in etwa lagegetreu erhalten. Wird die Leinwand oder ein anderes Objekt ohne den Einschnitt aufgestellt, drückt man große Teile der Phytomasse nach unten, was die Messung unbrauchbar macht.

Beurteilung

Die Vorteile der Röhre liegen in der schnellen Arbeitsweise und in der Möglichkeit, genaue Schätzungen und Frequenzbestimmungen mit horizontaler Projektion durchzuführen. Gerade die untersten Schichten der Vegetation können zur Analyse von Mikrohabitaten epigäischer Insekten oder Keimungsnischen von Pflanzen mit der Strukturmeßröhre einfacher als mit anderen Methoden bearbeitet werden. Da der Bearbeiter von oben in den Spiegel schaut, kann die Arbeit auch von einem Stuhl oder Brett aus erfolgen, so daß kein direktes Betreten der Fläche notwendig ist. Die kleine Probefläche liefert eine hohe Standardabweichung zwischen den einzelnen Stichproben, dies ist für die statistische Bearbeitung ein Nachteil, gibt aber auf der anderen Seite Einblick in die Bestandesheterogenität.

Nachteile: Die Methode verursacht durch die beiden vertikalen Einschnitte zur Einpassung des Gerätes und der Leinwand und den Druck der Röhre auf die Vegetation bei der Messung der untersten Schichten eine Störung in der Dauerfläche. Wiederholte Messungen auf der 10 x 10 cm großen Probefläche sind wegen der Einschnitte nicht möglich, es muß mit zufallsverteilten Stichproben gearbeitet werden. Die höheren Schichten in Rasenvegetation, in denen sich hauptsächlich nur noch die Blütenstände der Obergräser befinden, können wegen der kleinen Grundfläche nicht gut bearbeitet werden, da die Wahrscheinlichkeit, daß sich Pflanzenteile in der Probe befinden, relativ klein ist. Hier müßte ein größerer Rahmen eingesetzt werden. Auch in zu dichter Vegetation sind die Ergebnisse unbefriedigend. Ab einer Vegetationsdichte von >80 % verschlechtert sich die Korrelation mit der Phytomasse sehr deutlich. In diesem Fall wäre es besser, die Röhre statt 10 cm nur 5 cm vor der Leinwand zu positionieren.

Bei der Verwendung eines Rohres als Korpus für das Gerät kann der Zählrahmen nur bis 1 cm Höhe über dem Boden plaziert werden. Soll der unterste Zentimeter mitbearbeitet werden, so muß statt der Röhre eine entsprechend große Sperrholzplatte als Unterlage für Rahmen und Spiegel verwendet werden (SUNDERMEIER UND MEISSNER, in Vorb.). Eine exakte horizontale Projektion ist für die unteren 10 cm des Profils in der Regel nicht möglich, da Grashorste u. ä. die Ausrichtung des Rohres behindern. Dies führt dazu, daß etwas Vegetation um 10 cm Höhe doppelt erfaßt wird. Da die Vegetationsdichte nur horizontal auf die Leinwand projiziert wird, können Vegetationseinheiten mit stark waagerecht ausgerichteten Elementen nicht mit Einheiten, die überwiegend aus vertikal ausgerichteten Elementen bestehen, verglichen werden (vergleiche dazu auch die Diskussion zur Methode nach VAN DER MAAREL).

4.16.3.3.6 Strukturanalyse nach BARKMAN (1988)

Beschreibung

Eine Methode zur kombinierten Schätzung der horizontalen und vertikalen Vegetationsdichte stellte BARKMAN (1988) vor. Vier Latten werden im Rechteck mit 0,10 x 1 m Grundfläche aufgestellt. In den Latten befinden sich Bohrungen in 5, 10, 15, 20, 30, ... cm Höhe über dem Boden, durch die Rundstäbe von 10 mm Durchmesser geschoben werden können. Es

werden zwei Stäbe benötigt, auf einem sind 10 cm-Intervalle farbig markiert (siehe Abb. 38). Zu Beginn der Schätzungen werden die Stäbe durch die Bohrungen geschoben, die sich unterhalb der höchstgelegenen Vegetationsteile befinden. Die Vegetationsdeckung auf dem Stab mit den Intervallmarkierungen wird einmal als horizontale Projektion (Betrachtung des Stabes von der Seite durch 10 cm tiefe Vegetation) und einmal als vertikale Projektion (Betrachtung des Stabes von oben durch die gesamte über ihm stehende Vegetation) geschätzt. Zur Objektivierung werden die Schätzungen getrennt für die 10 cm-Intervalle des Stabes durchgeführt und danach der Deckungsmittelwert errechnet, getrennt für vertikale und horizontale Projektion. Nach jeder Schätzung der horizontalen und vertikalen Projektion einer Höhe wird der Stab mit den Markierungen 10 cm tiefer aufgelegt und die Schätzungen wiederholt, bis alle Schichten bearbeitet sind. Die horizontale Projektion erfolgt dabei für jede Höhe durch einen 10 cm breiten Vegetationsstreifen vor dem Stab, bei der vertikalen Projektion befindet sich immer mehr Raum über dem Stab, je tiefer er aufgelegt wird, es wird also von oben beobachtet, wie der Stab immer mehr von Vegetation bedeckt wird, je tiefer er im Bestand liegt (kumulative vertikale Vegetationsdichte). Das Ergebnis einer solchen Prozedur zeigt Abbildung 38.

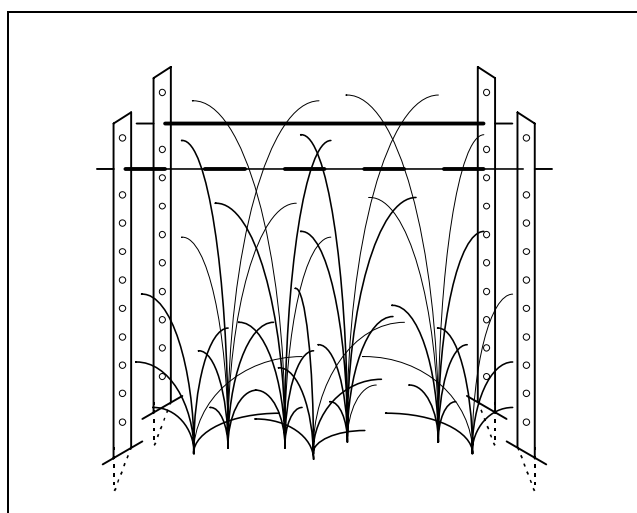


*Abb. 38:
Gestell aus Latten und waagerecht liegenden Rundstäben zur Analyse der Vegetationsstruktur nach BARKMAN (1988). Auf dem vorderen Rundstab sind 10 cm-Intervalle markiert. Horizontale und vertikale Vegetationsdichte werden als Deckung auf dem vorderen Stab geschätzt. Der hintere Stab dient zur Erleichterung des schichtweisen Aberntens. Weitere Erläuterungen siehe Text.*

In einem nächsten Schritt wird die vertikale Vegetationsdichte schichtweise geschätzt. Dazu werden beide Stäbe in der Höhe aufgelegt, bei der die Schätzungen begonnen wurden. Die Vegetation oberhalb der Stäbe auf 100 x 20 cm Grundfläche wird geerntet (100 x 10 cm zwischen den Stäben und weitere 100 x 10 cm vor dem markierten Stab, so daß dieser durch die Mitte der abgeernteten Fläche verläuft). Beide Stäbe werden 10 cm tiefer aufgelegt. Die vertikale Deckung auf dem markierten Stab wird geschätzt, diesmal allerdings bedingt durch das Ernten nur durch 10 cm Vegetation oberhalb des Stabes. Die Prozedur wird so lange wiederholt, bis der gesamte Vegetationsausschnitt schichtweise vertikal projiziert und abgeerntet wurde. Mit dem geernteten Material können weitere Analysen durchgeführt werden, für die nachfolgenden Berechnungen werden diese Daten aber nicht benötigt.

Aus den Werten der schichtweise horizontalen und vertikalen und der kumulativen vertikalen Vegetationsdichte können die Überlappungsrate der Schichten, sehr gute Näherungswerte für den LAI und die durchschnittliche Inklination (durchschnittlicher Winkel, in dem die Pflanzenteile zur Vertikalen stehen) bestandes- und schichtweise berechnet werden. Der LAI getrennt nach Arten kann mit etwas zusätzlicher Datenerhebung näherungsweise abgeschätzt werden. Ein Beispiel für die Anwendung der Deckungsschätzungen zur Darstellung des Schichtaufbaus von Pflanzengesellschaften geben SCHAMINEE & HENNEKENS (1992).

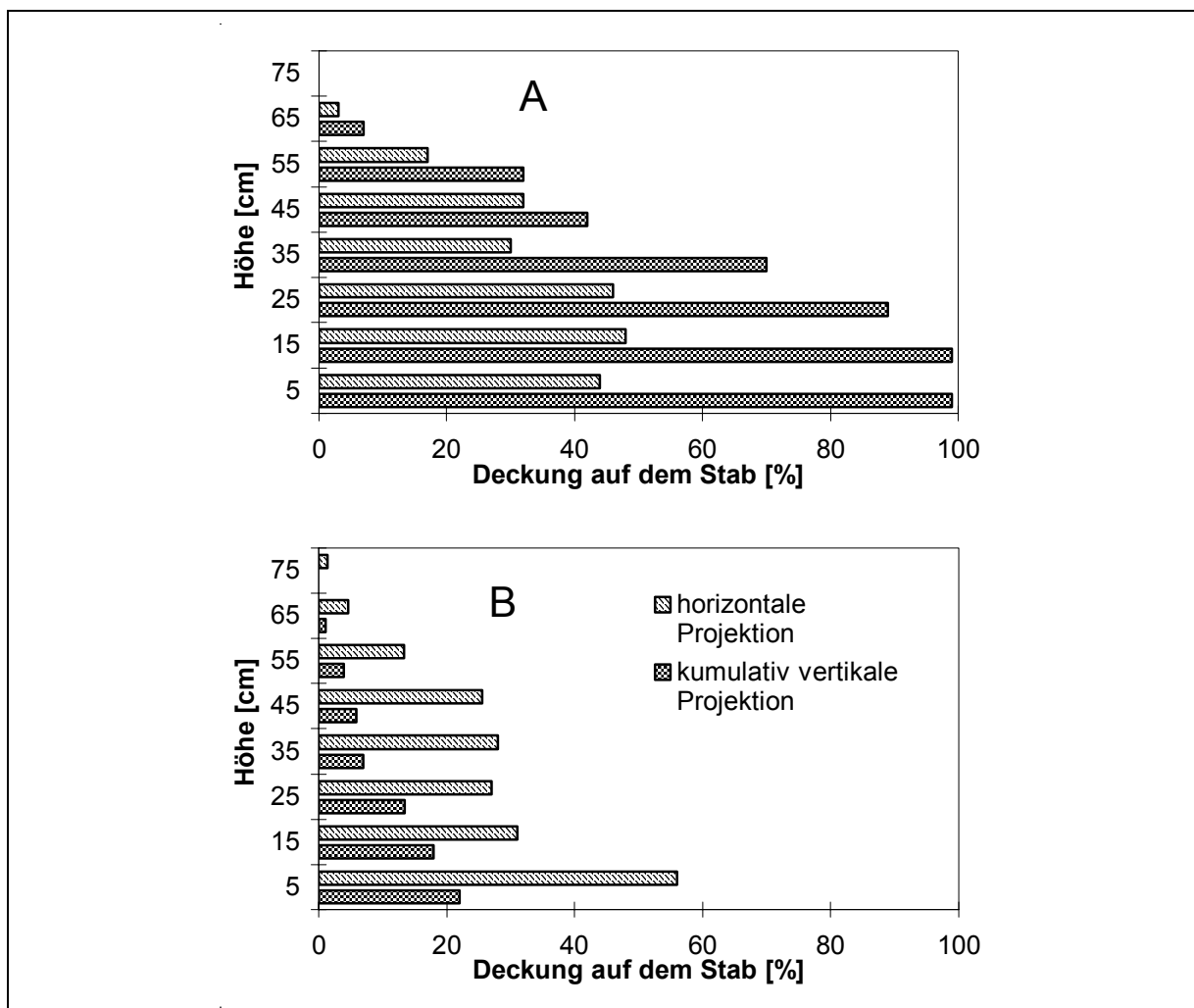


Abb. 39: Schichtweise horizontale und kumulative vertikale Vegetationsdichte als Deckungen auf einem Stab im *Atriplex tatarica* (A) und *Agropyron repens*-Bestand (B) der Abb. 36 und 45.

Beurteilung

Durch die gleichzeitige Bearbeitung von horizontaler und vertikaler Vegetationsdichte können mit einer einzigen Methode sehr verschieden orientierte Vegetationseinheiten verglichen werden. Dies ist nur mit wenigen Methode befriedigend möglich. Die Dichteschätzungen sind sehr genau, da jeder Wert aus den Mittelwerten von zehn Schätzungen besteht. Die so erhaltenen nominalskalierten Daten unterliegen keinen Rechenbeschränkungen. Die Methode liefert neben der Vegetationsdichte eine Fülle weiterer Strukturindices, die vor allem zum Vergleich strukturell unterschiedlicher Vegetationstypen herangezogen werden können.

Nachteilig wirkt sich die lange Bearbeitungszeit aus. Pro Messung muß eine Geländestunde eingeplant werden (HAU, 1994). Die in Abbildung 39 dargestellten Daten können in 12-14 Minuten ohne Ernte erhoben werden, mit einem solchen Datensatz können aber keine Strukturindices berechnet werden, weil die schichtweise vertikale Dichte fehlt. Beim Vergleich ähnlicher Vegetationseinheiten ist allerdings zu erwarten, daß der LAI mit der vertikalen oder horizontalen Vegetationsdichte bestimmter Schichten korreliert und deshalb nicht extra näherungsweise berechnet werden muß. Für die horizontalen Projektionen der unteren Schichten braucht der Bearbeiter ziemlich viel Platz (oder aber er verwendet einen Spiegel wie bei der Strukturmeßröhre dargestellt). Schätzungen in den untersten Zentimetern der Vegetation sind schwer möglich. Die komplette Methode kann nur destruktiv durchgeführt werden. Auf fest markierten

Kleinflächen können wegen der Ernte keine ungestörten Zeitreihenuntersuchungen auf derselben Fläche durchgeführt werden. ROSCHER (1993) beobachtete, daß beim schichtweisen Ernten Pflanzenteile ihre Inklination verändern, was zur Unterschätzung der vertikalen Vegetationsdichte pro Schicht führt. Dies beeinflusst die Berechnungen, so daß selbst negative Werte auftreten können. Wie BARKMAN (1988) ausführt, gelten die Berechnungsformeln nur für die Annahme, daß innerhalb einer Schicht keine Überlappung von Vegetationsteilen auftritt. Diese Voraussetzung ist in dichter Vegetation nicht erfüllt. Ein Verfahren mit vielen zufallsverteilten Stichproben bringt durch die Ernte zeitliche Probleme. Die Methode eignet sich daher nur für Untersuchungen an repräsentativen Stellen und zum Vergleich strukturell unterschiedlicher Vegetationseinheiten. Innerhalb ähnlicher Vegetationseinheiten ist die Erfassung der horizontalen, vertikalen und kumulativ vertikalen Vegetationsdichte sowie die Berechnung des LAI und der durchschnittlichen Inklination übertrieben gründlich. Es sollte geprüft werden, ob nicht eine Schätzung der kumulativen vertikalen und der schichtweisen horizontalen Vegetationsdichte (siehe Abb. 39) ausreicht.

4.16.3.4 Zählmethoden

4.16.3.4.1 Punktfrequenzmethoden

Beschreibung

Die Punktfrequenzmethode, auch Punktquadratmethode oder Punkt-Intercept-Methode genannt, wurde von LEVY & MADDEN (1933) und GOODALL (1952) eingeführt und gehört zum festen Bestandteil des vegetationskundlichen Methodeninventars (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; GREIG-SMITH, 1983; KREEB, 1983). Der methodische Ansatz geht davon aus, daß Objektivität nur bei der Erhebung von presence/absence Daten gewährleistet ist. Eine quadratische Fläche bestimmter Größe kann entweder komplett, teilweise oder gar nicht von einer Art bedeckt werden. Die Teilbedeckung des Quadrates muß subjektiv bewertet werden. Wird das Quadrat verkleinert, nimmt der Anteil von Fällen, in denen eine Teilbedeckung vorliegt ab, die Analyse wird also objektiver. Bei einer ideal punktförmigen (also flächenlosen) Aufnahmefläche bedeckt die Art den Punkt oder nicht, hier können also rein objektive Datenerhebungen durchgeführt werden, ohne Schätzungen von Teilbedeckungen durchführen zu müssen (GREIG-SMITH, 1983).

Zur Erfassung der vertikalen Vegetationsdichte wird an jedem Kreuzungspunkt der Feldeinteilungen eines horizontal über dem Bestand befestigten Zählrahmens ein zugespitzter, dünner gerader Draht senkrecht abgesenkt. Die Anzahl der Kontakte zwischen Vegetation und Drahtspitze beim vertikalen Durchdringen durch die Vegetation werden gezählt. Eine praktische Möglichkeit bietet das in Abb. 40 dargestellte Gestell. Die Drähte können durch exakt übereinanderliegende Bohrungen an den beiden Querlatten des Gestells senkrecht in den Bestand gestellt werden. An den Drähten sind Höhenintervalle markiert. Die Berührungen der Vegetation am Draht werden für jedes Höhenintervall gezählt, evtl. noch getrennt nach Arten, Lebensformen, morphologischen Elemente usw. Zur Auszählung eines mit fünf Drähten bestückten Gestells braucht man etwa zehn Minuten. Alle Drähte eines Rahmens zusammen genommen ergeben eine Stichprobe. Nach eigenen Erfahrungen werden für die Erfassung der Vegetationsdichte etwa 5-7 Stichproben (25-35 Drähte) für homogene Flächen benötigt.

Zur Optimierung der Punktfrequenzmethode für Zeitreihenuntersuchungen auf Dauerflächen benutzte STAMPFLI (1991, 1992) ein System aus Meßlatten, um einen Draht mit exakten xy-Koordinaten immer wieder an derselben Stelle der Dauerfläche zu positionieren. Bei mehreren Wiederholungen wurde der Draht innerhalb einer wenige cm² großen Fläche aufgestellt. Um den störenden Wind abzuhalten, wurden die ca. 4 m² großen Dauerflächen während der Mes-

sung mit einem an drei Seiten geschlossenen, überdachten Wetterschutz versehen. Weitere Beispiele für die Anwendung der Punktfrequenzmethode, z. T. mit ausgefeilten Auswertungen geben WATT & GIBSON (1988), V. D. HOEVEN et al. (1990), BUTTLER (1992), STAMPFLI (1992) und MITCHLEY & WILLEMS (1995).

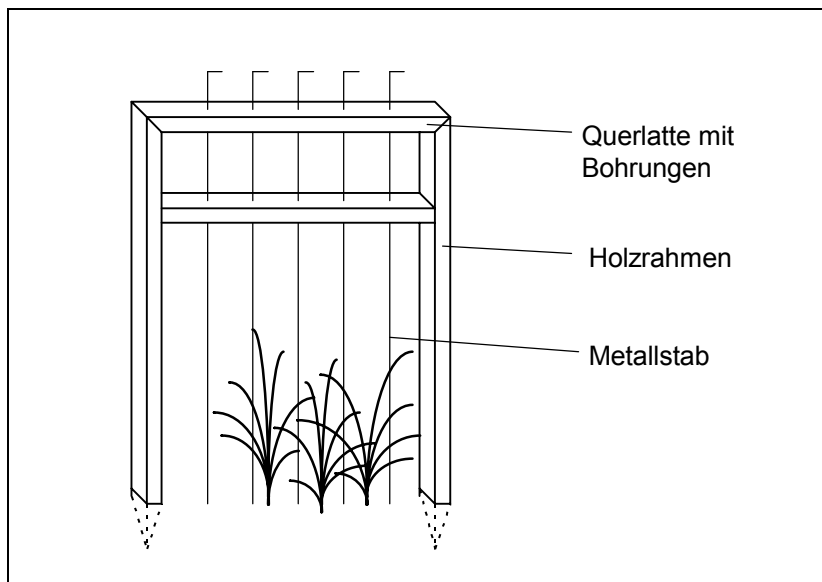


*Abb. 40:
Punktfrequenzmethode: Ein Holzgestell ermöglicht die senkrechte Aufstellung von Drähten in der Vegetation (aus KREEB 1983, verändert). Die Berührungen zwischen Vegetation und Draht werden gezählt (siehe auch Foto 11).*

Weiterführende Überlegungen

GOODALL (1952) beschäftigte sich mit der Anzahl der Zähldrähte pro Rahmen (siehe Abb. 40), die zu einer Stichprobe zusammengefaßt werden. Der Arbeitsaufwand für eine akkurate Wiedergabe der Dichteverhältnisse ist am geringsten, wenn nur ein Draht pro Stichprobe (pro Rahmen) verwendet wird (siehe GREIG-SMITH, 1983). Ein fiktives Zahlenbeispiel soll dies erläutern: Läßt sich bei Verwendung eines Rahmens mit fünf Drähten ein Bestand mit sieben zufallsverteilten Stichproben (= 35 Drähte) gut charakterisieren, so werden bei der Verwendung von nur einem Draht pro Rahmen zwar mehr als sieben Stichproben gebraucht, insgesamt müssen aber deutlich weniger als 35 Drähte ausgezählt werden, was nach GOODALL den Mehraufwand für die Zufallsverteilung der Stichproben ausgleicht. Die Trefferwahrscheinlichkeit hängt vom Durchmesser der Drähte ab (GOODALL, 1952). Da ein ideales Ergebnis bei der Verwendung idealer Punkte ohne Flächeninhalt erreicht wird (s. o.), sollten die Drähte möglichst dünn sein. Für eigene Studien wurde ein Drahtdurchmesser von 2 mm bevorzugt, obwohl die Drähte dann leicht verbiegen können. Weiter hängt die Trefferwahrscheinlichkeit und damit auch die Korrelation mit der Phytomasse vom Winkel zwischen Vegetation und Draht ab. Vertikal orientierte Pflanzenteile werden von aufrecht stehenden Drähten mit geringerer Wahrscheinlichkeit berührt als horizontale. WARREN WILSON & REEVE (1959) kamen zu dem Ergebnis, daß ein im Winkel von 22° zur Vertikalen eingeführter Draht mit zufallsverteilter Orientierung die engsten Korrelationen zur Phytomasse liefert. Bei einer systematischen Probennahme sollen die Drähte in exakt gleichen Abständen voneinander positioniert werden, aber gleichzeitig soweit auseinanderstehen, daß nicht eine Pflanze mehrere Drähte berührt (verbundene Stichprobe!). Für diesen Zweck wurden Wheel-point-Methoden entwickelt (TIDMARSH & HAVENGA, 1955), dabei sind mehrere Drähte regelmäßig auf einem Rad angeordnet. Führt man mit dem Rad durch den Bestand, so wird in regelmäßigen Abständen ein Draht aufgestellt (s. a. GRIFFIN, 1989).

Beurteilung

Mit der Methode kann der Beitrag einzelner Arten oder Lebensformen zur Struktur genau studiert werden (z. B. bei Konkurrenz und Sukzessionsuntersuchungen). Für die objektive Untersuchung der Artenzusammensetzung empfehlen EVERSON & CLARKE (1987) Punktfrequenzmethoden. Innerhalb einer Vegetationseinheit ist die Korrelation zu Phytomassendaten oder Lichtmessungen eng (JONASSON, 1983; SUNDERMEIER, unpubl.). Die Methode ist nicht destruktiv, bei Daueruntersuchungen können immer dieselben Flächen aufgesucht werden (STAMPFLI, 1991). Wird nur ein Draht pro Rahmen verwendet, können in relativ kurzer Zeit viele Stichproben gesammelt werden. Die benötigte Stichprobenzahl steigt allerdings immens an, wenn Untersuchungen auf Artniveau durchgeführt werden und die beteiligten Arten mit relativ geringen Deckungen (unter 10 %) vertreten sind (STAMPFLI, 1991). KNAPP (1983) benötigte zur Deckungsmessung von *Papaver rhoeas* in einem Getreidefeld 225 Messungen (bei 9,4 % Deckung der Art), zur Erfassung der Deckung von *Matricaria maritima* (3 % Deckung) 375 Messungen. EVERSON et al. (1990) sprechen bzgl. der Analyse von Artendeckungen von einem „traditionally accepted sample size of 200“ (gemeint sind zufallsverteilte Punkte). Arten mit mehr als 25 % Deckung ließen sich mit einem solchen Stichprobenumfang mit einer Präzision von ± 20 % bearbeiten. (Man beachte hier, daß Schätzmethoden auch keine größeren Ungenauigkeiten zeigen). Bei diesen Untersuchungen wurde die Aufnahme der Arten getrennt nach Schichten noch nicht einmal berücksichtigt, dies würde den Umfang weiter erhöhen. Bei Analysen auf Artniveau sollte die Art, die mit ihren Organen dem Draht am nächsten kommt, gewertet werden, dies erhöht die Trefferzahl und senkt den Stichprobenumfang (EVERSON & CLARKE, 1987).

Punktfrequenzmethoden sind in lückiger und dichter Vegetation kaum anwendbar. In lückigen Beständen werden zuwenig Treffer erzielt, in dichten Beständen können die Berührungen nicht ausgezählt werden, da die Sicht blockiert ist und der Draht nur über eine Störung der Vegetation freigelegt werden kann. In Vegetation mit sehr kleinen morphologischen Elementen ist das Arbeiten ebenfalls erschwert. In mäßig dichter Vegetation mit relativ großen Elementen, z. B. einer regelmäßig gemähten Glatthaferwiese, funktioniert die Methode am besten. Hier sind auch die Ergebnisse mehrerer Bearbeiter reproduzierbar. In dichter Vegetation ist dies oft nicht der Fall, da schwer festzustellen ist, ob ein Element, das sich hinter dem Draht befindet, nun diesen berührt oder nicht, dazu muß der Draht von allen Seiten angeschaut werden. Da man sich bei dieser langwierigen Prozedur sehr konzentrieren muß, leidet die Motivation der Bearbeiter, was das Ergebnis beeinflusst. Die Arbeit ist bei Wind kaum möglich. Da die Trefferwahrscheinlichkeit von der Orientierung des Drahtes und der Vegetation im Raum abhängt, können Korrelationen zwischen der Anzahl der Berührungen und der Phytomasse je nach Vegetationseinheit, aber auch innerhalb eines Bestandes in verschiedenen Schichten unterschiedlich sein.

Ergänzung

Zur Erreichung ideal punktförmiger Aufnahmeflächen benutzten MORRISON & YARRATON (1970), REYNOLDS & EDWARDS (1977) u. a. Teleskope, die ein Fadenkreuz als Visier besitzen (s. a. FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992). Mit diesen Geräten wurden aber nur Deckungsmessungen und keine Aufnahmen der vertikalen Vegetationsstruktur vorgenommen. BUELL & CANDON (1950, zit. in BONHAM, 1989) benutzten zur Deckungsschätzung der Baumschicht ein Rohr, das aufrecht gehalten wird und an seinem oberen Ende ein Fadenkreuz, am unteren Ende einen Spiegel besitzt (vgl. die ähnliche, aber waagrecht stehende Konstruktion in Abb. 37).

Eine verwandte Methode, die Näherungswerte für den LAI liefert, wurde von GHERSA & GHERSA (1991) und VITTA et al. (1993) angewendet. An einem Stab, der höher ist als der Bestand, ist im Winkel von 45 ° ein Zählrohr befestigt. Im Rohr befindet sich ein Fadenkreuz. Ein Treffer wird notiert, wenn beim Blick in das zufällig positionierte Rohr mit dem Kreuzungs-

punkt der Fäden ein Blatt von einer der untersuchten Arten angepölt wird. Die relative Blattfläche einer Art wird kalkuliert als Verhältnis der Trefferzahl für diese Art zur Gesamttrefferzahl. Für jede Art kann ein Konkurrenzindex errechnet werden, falls die relative Blattfläche in Reinbeständen bekannt ist (VITTA et al., 1993).

4.16.3.4.2 „Vegetationshürde“ nach MÜHLENBERG (1993)

Beschreibung

MÜHLENBERG (1993) schlug vor, waagrecht orientierte Drähte zur Aufnahme der horizontalen Vegetationsdichte zu verwenden. Zwei Holzlatten werden in 30 cm Abstand voneinander bis zu einer Markierung in den Boden gesteckt. Die Latten haben in 5, 20 und 40 cm über der Markierung eine Bohrung, durch die Drähte von Latte zu Latte geschoben werden können. Die Kontakte zwischen Vegetation und Draht werden gezählt, beginnend mit dem oberen Draht. Ein Beispiel für die Anwendung der Methode gibt DOLEK (1994).

Beurteilung: Im Wesentlichen gilt das im vorherigen Abschnitt gesagte auch für die Beurteilung dieser Methode. Der Zeitaufwand für die Zählung eines waagerechten Drahtes ist etwas höher als für einen senkrecht orientierten, da mehr Berührungen zustandekommen. Ein Zeitunterschied zwischen der Auszählung der in Abb. 40 gezeigten Apparatur und den „Vegetationshürden“ ist nicht vorhanden (etwa 10 Minuten pro Stichprobe), da letztere weniger Drähte besitzt. In Rasenvegetation können lückige Bestände besser mit waagerechten als mit senkrechten Drähten erfaßt werden, weil die horizontale Dichte hier höher ist als die vertikale und deshalb mehr Treffer vorkommen. In dichter Vegetation sind allerdings keine Zählungen möglich. In Beständen, die gerade noch eine Zählung erlauben, können Zählergebnisse zwischen verschiedenen Bearbeitern nach eigenen Erfahrungen voneinander abweichen, was bei senkrecht gestellten Drähten nicht vorkam, da senkrechte Drähte leichter von allen Seiten angeschaut werden können.

4.16.3.4.3 Multi-Kuben-Stratimeter nach WITTE & HERRMANN (1995)

Beschreibung

Zur detaillierten Aufnahme der Rauminanspruchnahme von Pflanzen wird ein Raum von 50 x 100 cm Grundfläche in Kuben mit 10 x 10 cm Grundfläche und 20 cm Höhe unterteilt (siehe Abb. 41). Die Unterteilung geschieht mit Hilfe von Schnüren oder Drähten, die an einem Holz- oder Metallrahmen befestigt sind. Die Konstruktion wird zu Beginn der Vegetationsperiode fest im Bestand installiert. Die horizontale und vertikale Rauminanspruchnahme wird durch die Anzahl der Unterbrechungen pro Kubenseitenfläche ausgedrückt. Dabei wird gezählt, wie oft die Seitenflächen der Kuben von Pflanzenteilen durchschnitten werden. Unterschiedlich große Pflanzenteile werden berücksichtigt, indem eine Unterbrechung von höchstens einem Zehntel der Länge der Kubenseitenlinie als 1 gewertet wird, eine Unterbrechung von einem bis zwei Zehnteln wird mit 2 usw..

Beurteilung

Mit der Methode lassen sich detaillierte Daten zur Wuchsweise auf Artenniveau erheben, die für Konkurrenzstudien oder Wachstumsmodelle gebraucht werden. Ein weiterer Vorteil der Methode ist, daß Dauerbeobachtungen an derselben Stelle mehrmals nicht-destruktiv durchgeführt werden können. Die Probleme bei der Interpretierbarkeit der Ergebnisse, die sich bei Punktfrequenzmethoden durch die Winkelstellung zwischen Draht und Pflanzenteil ergeben, treten beim Multi-Kuben-Stratimeter nicht auf. Die horizontale und vertikale Vegetationsdichte kann durch die Betrachtung der Kubenböden und Kubenseiten erfaßt werden.

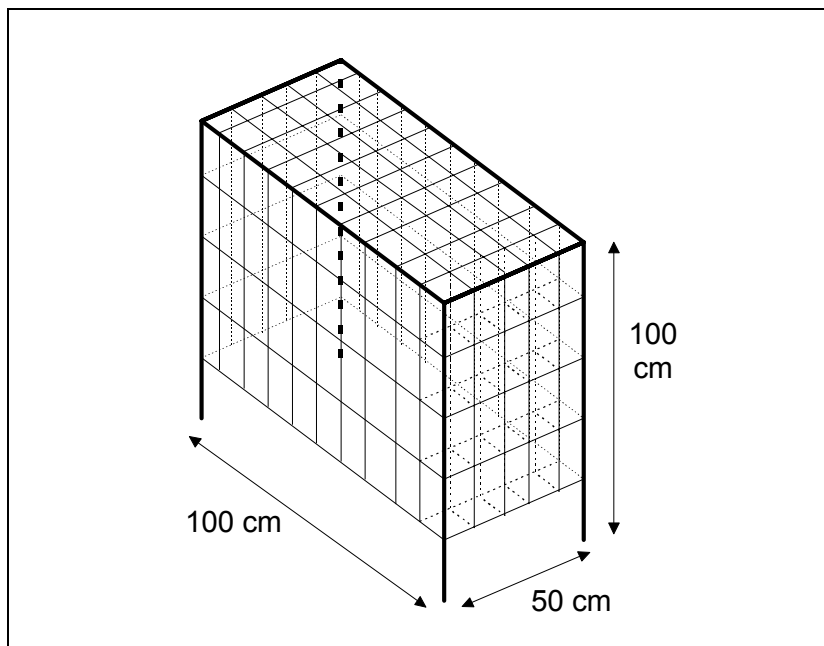


Abb. 41:
Multi-Kuben-Stratimeter nach
WITTE & HERRMANN (1995).
Erläuterungen siehe Text.

Nachteilig ist vor allem der hohe Arbeitsaufwand im Gelände. Für den Aufbau eines Multi-Kuben-Stratimeters werden einmalig etwa fünf Stunden gebraucht, die Datenerhebung an jedem Termin dauert etwa zwei Stunden (WITTE, 1994). Wegen des hohen Aufwands kann eine Untersuchung nur an wenigen, als repräsentativ erachteten Stellen durchgeführt werden. Die Ergebnisse können durch das Stratimeter selbst beeinflusst werden, da das fest installierte Gerät für die Vegetation eine Stützfunktion haben kann. In Vegetation mit sehr kleinen morphologischen Elementen ist die Arbeit erschwert. In dichter Vegetation ist keine Datenerhebung möglich, bzw. die erhobenen Daten sind nur wenig reproduzierbar.

4.16.3.5 Lichtmethoden

4.16.3.5.1 Indirekte Strukturcharakterisierung mit Lichtsensoren

Beschreibungen

Die Beleuchtungsverhältnisse im Bestand werden von der Phytomasse und deren Orientierung im Raum beeinflusst, so daß über Lichtmessungen indirekt Vegetationsstrukturen quantifiziert werden können. Es werden drei Verfahren vorgestellt: die Messung mit punktförmigen und stabförmigen Sensoren und ein LAI-Meßgerät.

1. Ein punktförmiger Lichtsensor wird in verschiedenen Höhen in den Bestand gehalten und die photosynthetisch aktive Strahlung oder Gesamtstrahlung je Schicht gemessen. Ein zweiter Sensor über dem Bestand liefert Referenzwerte, um die relative Beleuchtungsstärke in jeder Schicht zu berechnen. Ist kein zweiter Sensor verfügbar, kann eine Referenzmessung auch vor und nach den Messungen im Bestand erfolgen. Der Sensor wird am besten auf einer schmalen Holzlatte befestigt, die einige Dezimeter lang sein kann, damit der Arbeiter den Sensor möglichst weit von sich in südlicher Richtung halten kann, um die Messung nicht durch seinen Schatten zu beeinflussen. Mit einer Libelle muß kontrolliert werden, ob der Sensor bei jeder Messung genau waagerecht gehalten wird. Die Messungen müssen unter konstanten und diffusen Lichtverhältnissen durchgeführt werden. Bei Sonnenschein muß die Meßstelle beschattet werden, sonst ist die Varianz zwischen den Messungen enorm, je nachdem, ob gerade ein Lichtfleck oder eine dunkle Stelle im Bestand gemessen wird. Eine Übersicht über einfache Lichtmessungen geben PERRY et al. (1988).

2. Im Sunfleck-CEPTOMETER (Firma Decagon Devices, DELTA-T-DEVICES, 1989) sind je nach Bauart 40 bzw. 80 punktförmige Lichtrezeptoren in 1 cm Abstand in einen hohlen Stab eingebaut. Der Stab ist mit einem lichtdurchlässigen Plastik abgedeckt. Bei jeder Messung wird der Mittelwert aller Rezeptoren ausgegeben. So treten die hohen Varianzen, die bei der Verwendung eines unbeschatteten punktförmigen Sensors entstehen, nicht auf, eine Beschattung der Meßstelle an Strahlungstagen entfällt. Werden hohe Varianzen und kleine Aufnahmeflächen zur Analyse der Bestandesheterogenität gewünscht, kann das Gerät auch nur mit einem Rezeptor betrieben werden. Bei direkter Sonneneinstrahlung bietet das Gerät die weitere Option, den Anteil Lücken im Bestand zu messen, d. h. den Anteil des Stabes, auf den direktes Sonnenlicht fällt, zu quantifizieren. Dazu wird dem Gerät ein Schwellenwert vorgegeben (dieser kann eingestellt oder automatisch errechnet werden). Das Gerät gibt nun aus, wie viele seiner Lichtrezeptoren bei einer Messung Licht über dem gesetzten Schwellenwert empfangen. Alle Messungen können auch im Dauerbetrieb durchgeführt werden, um Tagesgänge zu messen. Ein Beispiel für die Arbeit mit linearen Lichtsensoren geben WALKER et al. (1988).
3. Ein PAI-Meßgerät wird von WELLES & NORMAN (1991) und (LI-COR, 1991) beschrieben (LAI 2000 Plant Canopy Analyzer, Firma Li-cor). Der „LAI-Analyzer“ arbeitet mit einer himmelwärts gerichteten Fischaugen-Linse. Licht, das aus Winkeln von 0-74° auf die nach außen gewölbte Linse auftrifft, wird über ein Linsensystem an fünf verschiedene Detektoren weitergeleitet, jeder mißt nur das Licht, daß aus einer bestimmten Richtung auftrifft. Bei einem Meßpaar aus einer Messung über und einer im Bestand ergeben sich demnach zehn Meßwerte. Daraus werden PAI und durchschnittliche Blattwinkelstellung in einem bestimmten Volumen um den Sensor errechnet. Liegt die Linse auf dem Erdboden, so entspricht der potentiell erfaßte Ausschnitt des Bestandes einem umgedrehten Kegel, dessen Radius ungefähr das dreifache der Bestandeshöhe ausmacht. Der Ausschnitt kann verkleinert werden, wenn man die äußeren Bereiche der Linse abdeckt, dann wird nur noch ein Radius von 1,6 Bestandeshöheneinheiten gesehen. Damit der Schatten des Bearbeiters oder von Büschen nicht mit in die Berechnungen eingeht, kann ein Teil des Sehfeldes der Linse mit Kappen abgedeckt werden. Der LAI-Analyzer kann bei sonnigem Wetter nicht ohne Beschattung der Probestfläche arbeiten.

Eine weitere Methode zur Messung des LAI sei an Rande erwähnt: SILVERTOWN & SMITH (1988) nutzten ein von SILVERTOWN et al. konstruiertes Gerät, daß das Verhältnis von rotem zu nahem Infrarotlicht mißt. Dieses Verhältnis ist nach JORDAN (1969) direkt mit dem LAI korreliert. Eine Übersicht über weitere Verfahren zur LAI- und Blattwinkel-Bestimmung geben NORMAN & CAMPBELL (1989).

Beurteilung der Methoden

Die Methoden arbeiten nicht destruktiv und gehören zu den schnellsten Verfahren zur Messung der Vegetationsstruktur (1-2 Minuten pro Probe), da die Meßgeräte schnell ansprechen und einfach zu handhaben sind. Selbst in sehr lückiger Vegetation wird eine meßbare Lichtabschwächung registriert. Meßgeräte mit punktförmigen Sensoren werden besser bei bedecktem Himmel oder unter künstlicher Beschattung eingesetzt, letztere kostet zusätzlich Zeit oder bindet die Arbeitskraft eines Helfers. Eine Beschattung der gesamten von der Fischaugenlinse erfaßten Fläche ist sehr schwierig und in höherer Vegetation nur mit mehreren Helfern zu realisieren. Alle Messungen werden durch den Sonnenstand beeinflusst. Müssen zur Durchführung umfangreicher Meßprogramme Messungen zu verschiedenen Tageszeiten durchgeführt werden, sollten Vorversuche zur relativen Beleuchtungsstärke in einem Bestand zu verschiedenen Tageszeiten unternommen werden. Weit auseinanderliegende Dauerflächen können von einem Bearbeiter an einem Tag nicht unter vergleichbaren Lichtverhältnissen gemessen werden. Bei unbeschatteter Messung verändert sich im Laufe des Tages der Winkel zwischen Sonnenstrahlen und Meßgerät. Hell beleuchtete Objekte im Bestand führen dazu, daß die Vegeta-

tionsdichte und der PAI unterschätzt werden. Dies gilt v. a. für die oberen Schichten bei unbeschatteten Messungen an Strahlungstagen. Dauerflächen, die nur einige wenige m² groß sind, sind zu klein für eine Messung mit dem LAI-Analyzer. Der LAI-Analyzer hat den weiteren Nachteil, daß der Abstand zwischen Sensor und nächstgelegenen Blatt über dem Sensor mindestens das vierfache der Blattbreite betragen sollte, sonst wird die Messung von diesem Blatt dominiert. Wird in dichter Vegetation dieser Abstand unterschritten, muß die Stichprobenzahl erhöht werden. In sehr dichter Vegetation ist das Gerät nicht mehr einsetzbar. Bei allen Methoden ist davon auszugehen, daß die untersten Zentimeter der Vegetation nicht in ausreichender Weise berücksichtigt werden. Die Anschaffung eines Ceptometers oder LAI-Analyzer ist kostspielig.

4.16.3.5.2 Vegetations-Stratimeter nach OPPERMANN (1989)

Beschreibung

Im Gegensatz zu den vorher beschriebenen Lichtmethoden, die die natürlichen Beleuchtungsverhältnisse im Bestand zur Vegetationsstrukturmessung nutzen, wird bei dem Vegetations-Stratimeter und dem Laser-Densitometer (s. u.) künstliches Licht von einem Gerät ausgesandt und der Bestand unter diesen standardisierten Lichtverhältnissen gemessen. Die Methoden sind damit unabhängig von wechselnden Lichtverhältnissen. Mit beiden Geräten wird die horizontale Vegetationsdichte gemessen.

Das Stratimeter besteht aus zwei 40 x 10 cm großen Platten, die sich in 22 cm Entfernung gegenüberstehen (der Abstand zwischen den Platten läßt sich einstellen). Auf der einen Platte sind 110 Leuchtdioden montiert, die pulsiertes Infrarotlicht aussenden (950 nm, 10 kHz). Auf der gegenüberliegenden Platte befinden sich Si-Solarzellen, die das von den Leuchtdioden ausgesandte Licht empfangen. Das Gerät wird beginnend bei den oberen Schichten in den Bestand gehalten und der Lichtdurchlaß in horizontaler Richtung durch einen 40 cm breiten, 10 cm hohen und 22 cm tiefen Ausschnitt der Vegetation in % der ausgesandten Strahlung gemessen. Als ausreichende Stichprobenzahl für die Erfassung einer 100-300 m² großen Probefläche im Grünland gibt OPPERMANN 8-10 Profile pro Fläche und Termin an. Der Zeitbedarf im Gelände wird mit etwa einer Minute für ein Profil mit sechs Schichten angegeben. Das Gerät wiegt incl. Akku 5,5 kg. KRATOCHWIL (1989) verglich mit der Methode Vegetationsdichten im Grünland bei verschiedenen Nährstoffstufen, OPPERMANN (1989) dokumentierte die phänologische Entwicklung der Vegetationsdichte in Grünland und Brache.

Beurteilung

Die Beurteilung erfolgt ohne eigene Erfahrungen mit dem Stratimeter. Das Gerät gestattet eine sehr rasche Geländearbeit und liefert reproduzierbare Ergebnisse, die Vergleiche zwischen den Meßwerten verschiedener Bearbeiter oder aus verschiedenen Jahren gestatten. Die Meßwerte korrelieren sowohl mit dem Trocken- als auch mit dem Frischgewicht (OPPERMANN, 1989). Beim Vergleich zwischen Vegetationsdichte und geernteter Phytomasse wurden die unteren dichten fünf Zentimeter der Vegetation aber nicht berücksichtigt. Zur Messung sehr dichter Vegetation in den unteren Bestandesschichten ist ein Abstand von 22 cm zwischen den beiden Platten zu groß (nach eigenen Erfahrungen mit anderen Methoden ist hier ein Abstand von höchstens 10 cm zu empfehlen). Soll die Dichte der Vegetation direkt über dem Boden gemessen werden, so drücken die Platten die Vegetation nach unten. Die Messung in dichter Vegetation müßte mit vertikalen, 40 cm langen Schnitten vorbereitet werden, wie dies für die Aufstellung von Leinwänden beschrieben wurde (siehe Strukturmeßröhre). Dies geht zu Lasten der Arbeitszeit im Gelände und ändert den nicht-destruktiven Charakter der Methode. Es können nur Daten zur horizontalen Vegetationsdichte erhoben werden. Die Messungen erfordern wegen des Gewichtes des Gerätes eine gewisse Kondition bei der Erfassung hoher Vegetation, allerdings können sich mehrere Bearbeiter abwechseln (OPPERMANN, 1989). Ein Nachteil des Gerätes ist der Anschaffungspreis. Manche Anwender klagen auch über die Störanfälligkeit der Technik.

4.16.3.5.3 Laser-Densitometer nach GERSTBERGER & ZIEGLER (1993)

Beschreibung: Das Laser-Densitometer wurde am Bayreuther Institut für terrestrische Ökosystemforschung (Bitök), Universität Bayreuth, entwickelt und liegt bisher nur als einmaliger Prototyp vor. Das Gerät ist in einem 25 x 25 x 10 cm großen Metallgehäuse untergebracht. Am Gehäuse ist eine Halterung mit vier Rollen angebracht, die es auf einer stabilen Metallstange hält. Auf dieser Stange kann das Gehäuse von Hand bewegt werden. Mit Hilfe von Zahnrädern wird der Weg gemessen, den der Laser auf der Stange zurücklegt (siehe Abb. 42).

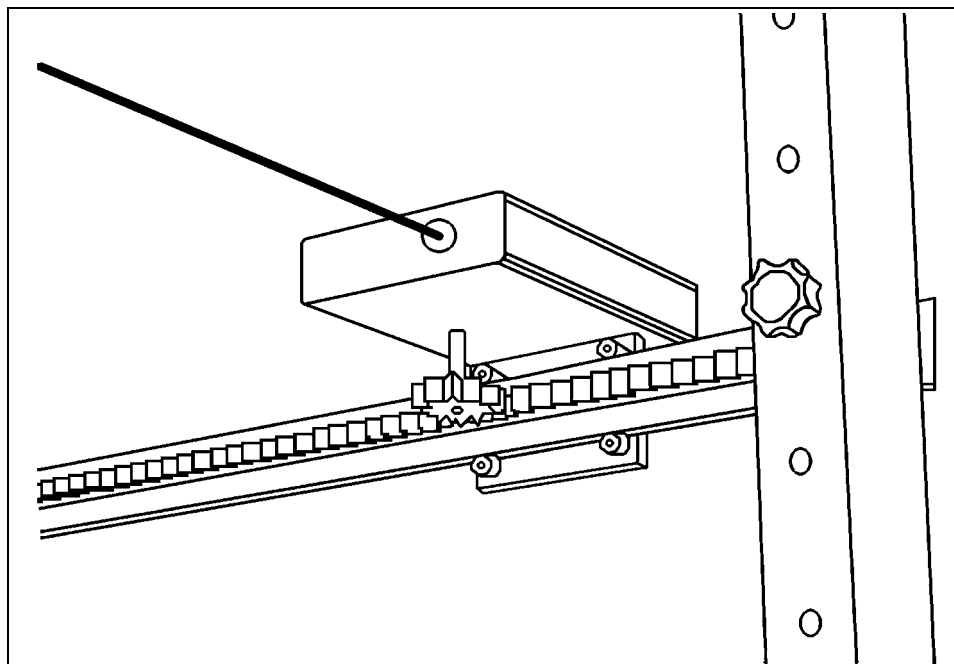


Abb. 42:
Schematisierte
Ansicht des Laser-
Densitometers (aus
GERSTBERGER &
ZIEGLER, 1993,
Abdruck mit
freundlicher
Genehmigung des
BITÖK, Bayreuth).

Wird der Laser auf der Stange bewegt, sorgt ein Distance Pulse Generator im Gehäuse dafür, daß der Laser proportional zum Weg Laserimpulse aussendet (Wellenlänge des Laserstrahls 670 nm, Durchmesser des Strahls ca. 2 mm, Reichweite 1,20 m). Auf seinem Weg über die 108 cm lange Laufstange werden 1.650 Laserimpulse ausgesendet, d. h. 1,5 Impulse pro Millimeter. Die Impulszahl ist unabhängig von der Geschwindigkeit, mit der der Laser bewegt wird. Jeder Laserstrahl durchdringt horizontal durch den zu messenden Bestand und trifft entweder auf eine in einer bestimmten Entfernung aufgestellte reflektierende Leinwand oder wird von Pflanzenteilen gestreut. Die Lichtstrahlen, die ungehindert auf die Leinwand treffen konnten, werden von dort ans Gerät zurückgespiegelt und registriert. Im Gerät wird gezählt, wieviele der ausgesandten Laserimpulse nicht von der Leinwand an das Gerät zurückgespiegelt wurden. Der Quotient aus den nicht reflektierten und den ausgesandten Laserstrahlen ist ein Maß für die horizontale Vegetationsdichte.

Die Laufstange mit dem Gerät wird durch ein Aluminiumgestell gehalten. Es besteht aus zwei Pfosten mit Bohrungen bis 120 cm Höhe, damit die Laufstange höhenverstellbar ist. Dazu kommt eine Bodenstange, die zur Stabilisierung unten zwischen die beiden Pfosten geschraubt wird und eine Halterung für eine kleine reflektierende Leinwand (siehe Abb. 43).



Abb. 43: Der Laser-Densitometer im Gelände.

Beurteilung

Der Laser ist in sehr lückigen und sehr dichten Beständen gleichermaßen verwendbar. Einzelne dünne Halme, z. B. von *Festuca ovina* s.l. oder die sehr feinen Rispen von *Agrostis tenuis* können vom Gerät noch erkannt werden, ebenso werden Bestände, die für den Bearbeiter "dicht" aussehen, noch differenziert, falls der Weg des Laserstrahles durch den Bestand nicht zu lang ist. In verfilzter Vegetation erwies es sich als günstig, einen 10 cm tiefen Streifen zu untersuchen (20 cm erwiesen sich als weniger geeignet). GERSTBERGER & ZIEGLER (1993) untersuchten die horizontale Vegetationsdichte oberhalb 20 cm Bestandeshöhe in mäßig dichten, gedüngten und ungedüngten Wiesen auf 1 m²-Flächen. Der Laser liefert genaue und reproduzierbare, verhältnisskalierte Daten. Die Korrelation mit der Phytomasse innerhalb einer Vegetationseinheit ist nach eigenen Untersuchungen sehr gut.

Als Nachteile sind zu nennen, daß der Laserstrahl bei Beginn der Messung auf die Leinwand treffen muß, sonst erfolgt keine Fokussierung. In dichter Vegetation muß man also bei Meßbeginn zunächst von Hand Pflanzenteile zwischen dem Gerät und der Leinwand zur Seite schieben, damit die Fokussierung erfolgen kann. Dabei ist es schwer zu beurteilen, ob der Strahl tatsächlich auf die Leinwand trifft, weil er bei normalem Tageslicht nicht zu sehen ist. Zur Fokussierung des Strahles ist es weiterhin notwendig, daß er auf den ersten 20 cm nach dem Austritt aus dem Gerät nicht gestreut wird. Das bedeutet, daß störende Vegetation zwischen Gerät und Meßobjekt auf 20 cm Breite entfernt werden muß. Weiter ist die Messung der Schichten unter 20 cm Höhe problematisch. Bei der Messung der Schichten oberhalb 20 cm läuft der Laser problemlos auf der Metallstange (siehe Abb. 42), bei einer Messung unterhalb 20 cm muß das Gerät an der Stange hängend laufen (siehe Abb. 43). Dabei behindert die Vegetation die freie Bewegung des Gehäuses, so daß sie in der Laufbahn des Gerätes entfernt werden muß, sonst entstehen störende Vibrationen. Die niedrigste mögliche Meßtiefe ist 5 cm über dem Boden, dazu muß aber die Bodenstange, die das Gestell des Lasers stabilisiert, entfernt werden. Das Gehäuse bewegt sich bei der Messung in dieser Höhe direkt über dem Boden, so daß die Lauffläche eingeebnet werden muß. Die diversen Schwierigkeiten und die starken Bestandesstörungen machen es praktisch unmöglich, in geringerer als 10 cm Bestandeshöhe zu messen.

Nachteilig wirkt sich auch aus, daß der Prototyp von einem wenig geländetauglichen Gestell getragen wird. Es kann wegen der benötigten Bodenstange nur in ebenem Gelände aufgestellt werden, im Weg stehende kräftige Grashorste z. B. müssen direkt über dem Erdboden gekappt werden. Das Gestell kann nicht weit getragen werden, dazu wiegt es zu viel, der Auf- und Abbau dauert zu lange. Man braucht zur Höhenverstellung des Gerätes einen Helfer. Die Arbeitssicherheit ist schlecht (ein Meßtag ohne eingeklemmte Finger ist undenkbar). Einige Teile des Gestells für den Prototyp sind so paßgenau gearbeitet, daß sie bei hohen Sommer-temperaturen nicht mehr ineinanderpassen! Durch die diversen Schwierigkeiten mit dem Gestell ist es schwer möglich, an einem Meßtag mehr als 15 Stichproben zu bearbeiten, und das, obwohl die eigentliche Messung nur Sekunden dauert.

In eigenen Untersuchungen zur Dynamik der horizontalen Vegetationsdichte in Xerothermrassen wurde als Standort des Lasers ein Rechteck von ca. 1,20 x 0,50 m gemäht und etwas eingeebnet und die Vegetationsstreifen an den beiden Längstseiten des Rechteckes (jeder mit 100 x 20 cm Grundfläche) als Dauerflächen untersucht (siehe Abb. 43). Für ein zufallsverteiltes Stichprobendesign ist der Laser wegen den nötigen Vorarbeiten zu seiner Aufstellung nicht geeignet. Zur genauen Messung von Zeitreihen auf Kleinflächen ist das Gerät jedoch zu empfehlen.

4.16.3.6 Bildanalysemethoden

4.16.3.6.1 Fotomethode nach ROEBERTSEN et al. (1988, verändert)

Beschreibung der Bilderstellung

Die Aufnahme niedriger Vegetationseinheiten mit digitaler Auswertung der Photos erläutern ROEBERTSEN et al. (1988). Zur Herstellung kontrastreicher Photos wird in der Vegetation eine 50 cm breite und je nach Vegetation entsprechend hohe durchscheinende Leinwand aus einer weißen, 4-5 mm starken Plastikplatte aufgestellt (MÄRTENS, mündl.). In 1-2 m Entfernung vor der Leinwand wird eine Photo- oder Videokamera in geringer Höhe aufgestellt, so daß die Leinwand formatfüllend abgelichtet werden kann. Die Vegetation vor der Leinwand wird in einem Streifen von 10 cm Tiefe ungestört stehengelassen (bei lückiger Vegetation evtl. mehr), der Rest der Vegetation zwischen Kamera und Leinwand wird durch abmähen entfernt, oder aber, weniger destruktiv und arbeitsaufwendig, mit einer schweren Metallplatte o. ä. niedergedrückt. Die schwere Platte wird dabei zunächst parallel zur Leinwand aufgestellt und dann in Richtung Kamera gekippt. Auch hier muß, wie für die Leinwand in dichter Vegetation, ein vertikaler Schnitt erfolgen, sonst drückt die Aufstellung von Platte und Leinwand die Vegetation im Bild nach unten. Für die Auswertung am Computer muß die Aufnahme schattenfrei sein. Dazu wird das direkte Sonnenlicht mit einer großen Pappe oder ähnlichem ferngehalten. Die Photos werden im Gegenlicht bei sonnigem Wetter erzeugt, wobei ein Helfer die Leinwand hält und den zu photographierenden Streifen und das Kameraobjektiv beschattet. Die transparente weiße Leinwand erscheint im Gegenlicht hell, die Vegetation dunkel. Allerdings muß mit einer zweiten schweren Platte die Vegetation hinter der Leinwand niedergedrückt werden, damit ihr Schattenwurf nicht mit abgebildet wird (siehe Abb. 44).

Soll das Photo per Computer ausgewertet werden, ist es günstig, die Leinwand so abzubilden, daß ihre seitlichen und oberen Begrenzungen nicht mit auf dem Bild erscheinen (siehe Abb. 45) und die Ränder des Photos nicht in die Analyse einbezogen werden, weil das Bild in den Randbereichen heller ist als im Zentrum. Dieser Effekt ist visuell auf dem Bild kaum zu erkennen, wird aber vom Computer registriert. Auf den Photos in Abb. 45 dienen die senkrechten Striche zur Begrenzung der zu analysierenden Fläche, die Höhenmarkierungen erleichtern die Orientierung bei der schichtweisen Analyse des Bildes. ROEBERTSEN et al. (1988) empfehlen eine hellgraue Leinwand als Hintergrund, bei eigenen Versuchen lieferte diese aber sehr kontrastarme Bilder.

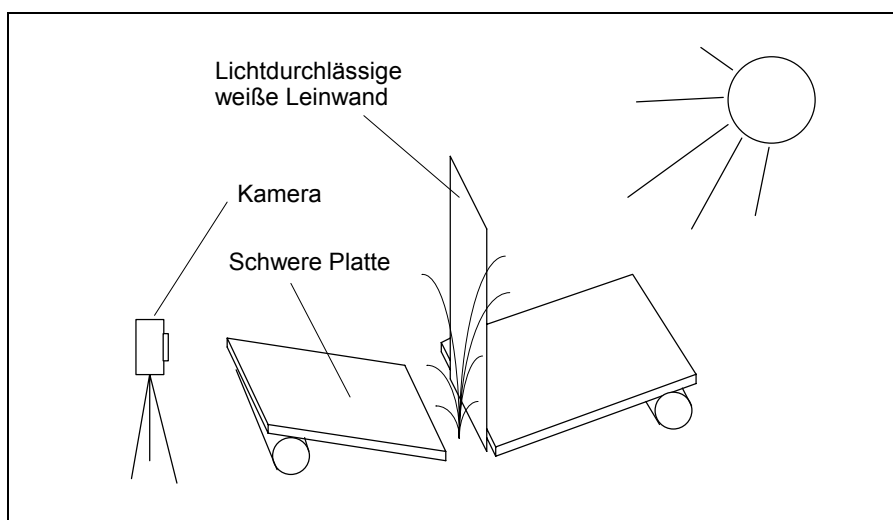


Abb. 44:
Schematisierter
Geräteaufbau für die
Photomethode
(nach Vorschlägen von
ROEBERTSEN, 1988
und MÄRTENS, mündl.)

Bildauswertung

Zur Auswertung der Bilder von Hand werden die Photoabzüge mit einem Zählgitter überlagert, das auf einer Transparentfolie aufgezeichnet ist. Damit lassen sich Frequenzanalysen und Dichteschätzungen durchführen (Flächen gleicher Dichte können z. B. kartiert werden). Diese Verfahren sind sehr zeitaufwendig und sollten nur angewendet werden, wenn spezielle Informationen über die Verteilung von Arten, Lebensformen u. a. gewünscht werden. Bei der Auswertung von Hand muß das Photo nicht schattenfrei und kontrastreich aufgenommen werden, was aber den Nachteil hat, daß spätere Bearbeiter eine rechnergestützte Auswertung nicht vornehmen können.

Zur digitalen Analyse der Bilder wird ein Bildanalysesystem und ein Scanner oder CD-ROM-Laufwerk benötigt, um die Photos einzulesen. Sollen viele Stichproben analysiert werden, empfiehlt es sich, mit einer Videokamera Standbilder zu machen, die direkt in den Computer eingelesen werden können. Zur Analyse der horizontalen Vegetationsdichte wird entweder der Grauwert aller Pixel eines bestimmten Bildausschnittes oder entlang einer Linie ausgegeben. Diese Werte werden zu solchen von unbedeckten (0 % Vegetationsdichte) und vollständig bedeckten Teilen der Leinwand (100 %) in Beziehung gesetzt. Vor der Herstellung einer größeren Bildserie sollte man sich davon überzeugen, daß alle technischen Anlagen und Programme miteinander kompatibel sind und die gewünschten Auswertungen auch wirklich reibungslos durchgeführt werden können. Ein Beispiel für die Anwendung der Photomethode mit der Berechnung einiger Kenngrößen zur vertikalen Struktur liefern VER HOEF et al. (1989).

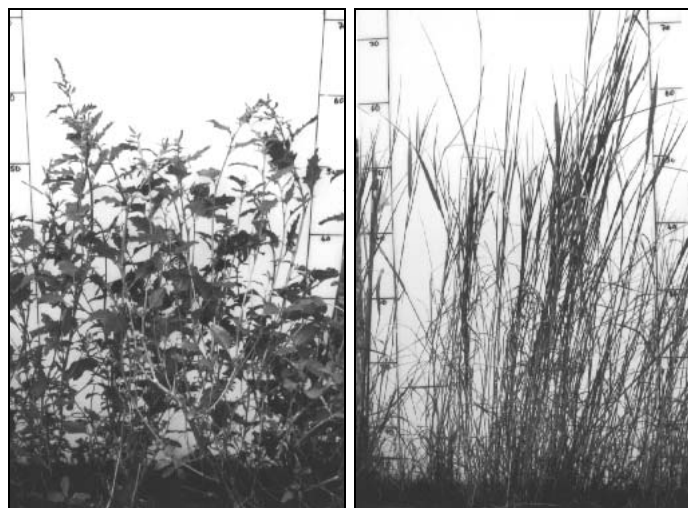


Abb. 45:
Fotos der horizontalen Vegetationsdichte
des *Atriplex tatarica* und des *Agropyron
repens*-Bestandes der Abb. 36 und 39.

Beurteilung

Die Photomethode liefert reproduzierbare und verhältnisskalierte Daten. Die Korrelation zur Phytomasse ist nach ROEBERTSEN et al. (1988) und nach eigenen Untersuchungen sehr gut. Der Zeitaufwand lag in eigenen Versuchen bei 7-9 Minuten pro Stichprobe im Gelände (dabei wurde die Arbeitszeit des Helfers mitberücksichtigt). Für die lineare schichtweise Bildanalyse müssen noch einmal 10-15 Minuten pro Bild einkalkuliert werden. Was die Geländearbeitszeit angeht, gehört die Methode zu den schnelleren Verfahren. Neben Daten zur horizontalen Vegetationsdichte könnte man versuchen, über Bildanalysen die Orientierung der Pflanzenteile im Raum oder die fraktale Dimension zu messen. Für letztere Möglichkeit muß geklärt werden, ob die Voraussetzungen für die Anwendung der fraktalen Geometrie, nämlich Selbstähnlichkeit auf mehreren Maßstabsebenen, gegeben ist! Zur Theorie und praktischen Anwendung der fraktalen Geometrie siehe MANDELROT (1991). Vor der Auswertung lohnt sich evtl. ein Gespräch mit einem Bildanalysespezialisten, Mathematiker oder Modellierer. Die Photomethode bietet den Vorteil, daß das Photo aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt wieder zur Auswertung herangezogen werden kann. Die Bilder eignen sich sehr gut für Dokumentationszwecke.

Bei den Nachteilen sind die Kosten zu nennen, die bei einer modernen Computer- und Videokameraausstattung sehr hoch sein können. Bei der Auswertung von Hand treten nur die Kosten für die Bildentwicklungen auf. Die Störungen durch die Methode sind nicht zu vernachlässigen. Um 50 x 10 cm Grundfläche zu photographieren, muß ca. 1 m² Vegetation mit schweren Platten für kurze Zeit niedergedrückt werden, die sich je nach Vegetationseinheit mehr oder weniger gut erholt. Die Trittbelastung durch die beiden Bearbeiter stellen eine weitere, nicht zu eliminierende Störung dar. Durch die zwei vertikalen Schnitte kommt eine wiederholte Messung an genau derselben Stelle nicht in Frage. In einem Bestand, der aus vielen schräg stehenden Elementen besteht (wie dem *Atriplex tatarica*-Bestand in Abb. 45), ist es schwer, eine Leinwand störungsfrei einzupassen.

Bei der Analyse ergibt sich die Schwierigkeit, daß die vegetationsfreien Stellen auf der Leinwand nicht überall gleich hell sind und die mit Vegetation bedeckten nicht überall gleich dunkel. In dichter Vegetation sind die Vegetationslücken dunkler als in lückiger Vegetation. Dichte Vegetation erscheint dadurch dichter als sie wirklich ist. Auf der anderen Seite wird durch hellgrüne Pflanzenteile und helle Streu die Vegetationsdichte unterschätzt. Diese Effekte werden durch eine transparente Leinwand, die von hinten angeleuchtet wird, zwar gemildert, aber nicht eliminiert. Insgesamt scheinen die Fehler aber in vernachlässigbaren Größenordnungen zu liegen, vor allem dann, wenn für jedes Bild wieder neu eine Eichung an den vegetationslosen und vollständig vegetationsbedeckten Stellen des Bildes vorgenommen wird.

Ergänzung

Eine einfache und schnelle Photomethode stellte BURGER (1972) vor. Eine Kamera mit Fischaugen-Objektiv wird mit dem Objektiv himmelwärts auf den Boden gelegt und durch Selbstauslöser betätigt. Das kreisrunde Bild kann zur Auswertung in Ringsegmente und Kreissektoren unterteilt werden. Allerdings werden nur die oberen Schichten abgebildet.

4.16.3.6.2 Stereoskopische Auswertung von großmaßstäblichen Luftbildern (LAMMERSCHMIDT, 1996)

Erstellung einfacher Luftbilder

Zur Erstellung großmaßstäblicher Luftbilder von Dauerflächen können verschiedene Techniken verwendet werden. So wurde am Deutschen Bergbau-Museum ein gefesseltes Heißluftschiff entwickelt (HECKES, 1987). Auch Fessel-Ballone können eingesetzt werden (HUWE, 1984). Eine Übersicht über Fluggeräte, mit denen aus geringen Flughöhen großmaßstäbliche

Luftbilder mit Klein- oder Mittelformatkameras erstellt werden können, gibt MAUELSHAGEN (1987). Die erwähnten Verfahren liefern Übersichts- und Detailaufnahmen aus unterschiedlichen Flughöhen. Nachteilig bei allen Verfahren ist aber die schlechte Positionierbarkeit der Kamera über der Dauerfläche zur Herstellung von stereoskopisch auswertbaren Luftbildern.

Erstellung stereoskopischer Bildpaare

Erste Versuche zur Vegetationsanalyse mit stereoskopischen Bildpaaren gehen auf WIMBUSH et al. (1967) zurück. Sie verwendeten ein etwa mannshohes Kamerastativ, daß über der zu fotografierenden Fläche aufgebaut wurde und zwei Halterungen besaß, so daß aus zwei exakt festgelegten Kamerapositionen von oben ein stereoskopisch auswertbares Bildpaar einer ca. 1 m² großen Fläche aufgenommen werden konnte. LAMMERSCHMIDT (1996) benutzte zur Aufnahme stereoskopischer Reihenluftbilder im Maßstab 1:215 ein von KUHN (mündl.) vorgeschlagenes Spezialstativ. Zwei transportable Teleskopmasten werden im Abstand von 20 m aufgestellt und bis zu einer Höhe von 11 m ausgefahren. Zwischen den Mastspitzen werden ein Tragseil und zwei Zugseile für eine Kleinbildkamera und ihr Trägersystem gespannt. Die Kamera hängt mit dem Objektiv nach unten am Tragseil, wird mit den Zugseilen vom Boden aus bewegt und macht Photos der Dauerfläche aus ca. 11 m Höhe. Die Bildauslösung geschieht per Fernsteuerung. Als Film wurden ein Echtfarben-Diafarbfilm und ein Colorinfrarotfilm verwendet. Dies erlaubt die Unterscheidung der Pflanzen im Photo mindestens bis auf Gattungsebene. Die Kamera kann so über der Dauerfläche platziert werden, daß die gewünschte Überlappung der Photos von 60 % erreicht wird, dazu sind am Tragseil farbige Markierungen angebracht, die die Kamerapositionen festlegen. In der Dauerfläche müssen im Photo erkennbare Paßpunkte markiert sein, die zur photogrammetrischen Auswertung der Bildpaare dienen. Die relative Lage der Paßpunkte zueinander muß vermessen werden. Dies geschieht mit einem Tachymeter, der außerhalb der Fläche aufgestellt wird. In Dauerflächen ist es sinnvoll, die Paßpunkte dauerhaft zu markieren. Nähere technische Details siehe LAMMERSCHMIDT (1996). Mit einem Aufbau des Spezialstativs kann ein Streifen von 7 x 20 m bearbeitet werden. Mit zwei Personen lassen sich an einem Geländetag etwa 400-600 m² photographieren. Für detaillierte Bilder kann die Masthöhe herabgesetzt werden.

Photogrammetrische Auswertung

Die Auswertung der Bildpaare geschieht mit Hilfe eines rechnergesteuerten Stereoskopes, daß mit einem CAD-Zeichenprogramm gekoppelt ist. Die Zeichnungen des Bearbeiters werden direkt in das Stereomodell projiziert, so daß im Stereobild erkennbare horizontale Strukturen und Muster genau abgezeichnet werden können. Mit diesen Karten können Veränderungen in den Flächen graphisch dargestellt werden. Aus den Karten können Grenzliniendichten oder Heterogenitätsindices der Verteilung von Arten errechnet werden. Möglichkeiten der Charakterisierung horizontaler Muster zeigen FORMAN & GODRON (1986) auf. Die reellen Deckungen einzelner Arten, Gattungen oder Wuchsformen werden bestimmt, indem die Konturendeckungen vom Bild abdigitalisiert werden und mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) der Flächeninhalt der kartierten Fläche ausgegeben wird. Die reellen Bedeckungen müssen auf der Basis der ermittelten Konturendeckungen geschätzt werden (zur Erläuterung der Konturen- und reellen Deckung siehe Abb. 35). Mit Hilfe des rechnergesteuerten Stereoskopes können die Raum-Koordinaten jedes im Bild sichtbaren Objektes bestimmt werden. Dies wird zur Erstellung eines digitalen Höhenmodells der Vegetation benutzt. In regelmäßigen Abständen (z. B. alle 10 cm) wird an einem Punkt die Höhe der Vegetation im Stereomodell gemessen. Als Bezug für die Vegetationshöhenmessungen muß ein Höhenmodell der Bodenoberfläche vorliegen, daß aus den xyz-Koordinaten der Paßpunkte, deren Höhe über dem Boden und vegetationslosen Bodenstellen, die im Bild zu sehen sind, gebildet wird. Das Modell der Bodenoberfläche ist dabei um so genauer, je mehr freie Vegetationsstellen und vermessene Paßpunkte im Bild vorhanden sind. Höhenmodelle der Vegetation lassen sich mit viel Aufwand im Gelände auch dadurch erzeugen, daß ein senkrechter Draht

z. B. alle 10 cm in den Bestand gesteckt wird und die Höhe der höchsten Berührung zwischen Draht und Pflanze registriert wird. Ein Beispiel für von Hand erstellte Höhenmodelle geben V. D. HOEVEN et al. (1990).

Die Karten mit der Gesamtdeckung und Verbreitung der einzelnen Wuchsformtypen und das digitale Pflanzenhöhenmodell können im GIS mit Daten zur vertikalen Vegetationsstruktur verschnitten werden. Dabei wird jedem kartierten Wuchsformtyp eine ideale Veränderung der Deckung je Höhenintervall zugeordnet. Solche Daten können im Gelände direkt mit anderen Strukturmeßmethoden an repräsentativen Stellen erhoben werden, oder es werden theoretische Modelle der Phytomassenverteilung angewandt (z. B. KUHN & KLEYER, 1996). Aus der Deckung am Boden, der Höhe und der zugrundegelegten Deckungsänderung mit der Höhe können Vegetationsdichteprofile modelliert werden.

Beurteilung

Die Telespoptastenvorrichtung eignet sich hervorragend zur exakten Herstellung stereoskopischer Detailluftbilder. Die Deckung einzelner Arten wird aus der Vogelperspektive erfasst und kann daher sehr genau angegeben und kartiert werden. Am Rechner lassen sich beliebig viele Höhenmessungen des Bestandes durchführen. Die Daten sind verhältnisskaliert und reproduzierbar. Neue Bearbeiter können auf alte Analysen zurückgreifen und sehr geringe Veränderungen in Höhe und Deckung auf Gattungs- oder Bestandesniveau feststellen. Nicht in dieser Genauigkeit kann die vertikale Vegetationsstruktur erfaßt werden, da deren Modellierung von der Qualität der zugrundegelegten Annahmen zur vertikalen Verteilung der Phytomasse abhängt. Zwar konnten bereits mit sehr einfachen Annahmen gute Annäherungen zwischen Berechnungen und im Gelände gemessenen Daten erreicht werden (KUHN et al., in Vorber.), die Genauigkeit ist für Dauerflächenuntersuchungen aber zu gering.

Die Methode erlaubt als einzige der hier vorgestellten Verfahren, eine große Dauerfläche als Ganzes zu bearbeiten, ohne eine (im Verhältnis zur Gesamtfläche) kleine Stichprobe zu ziehen. Falls die Dauerfläche kleiner als 400 m² ist, kann die Erstellung der Photos völlig störungsfrei verlaufen, Trittschäden treten nur in der Nachbarschaft der Fläche auf. Zur Ausbringung der Paßpunkte in der Dauerfläche können Bretter als Laufstege über die Dauerfläche gelegt werden, die durch Stützen außerhalb der Fläche gehalten werden. Neben den Daten zur Vegetationshöhe und Deckung kann zwischen verschiedenen Wuchsformen und z. T. auch bis auf Artniveau differenziert werden.

Der Arbeitsaufwand im Gelände und am Rechner zur Erstellung und Auswertung der Bilder ist hoch. Die Schulung von neuen Mitarbeitern durch eingearbeitetes Personal ist vorteilhaft, um die lange Einarbeitungszeit zu reduzieren. Die Kosten für die ausgefeilte Computertechnik und das im Gelände benötigte Material sind sehr hoch. Die Dauerflächen müssen mit einem PKW gut erreichbar sein, um das Material dorthin transportieren zu können. Nahestehende Bäume oder Strommasten behindern den Aufbau des Stativs. Für die Berechnung der Pflanzenhöhen sind Daten zur Höhe der Bodenoberfläche notwendig. Diese lassen sich bei ebenen Verhältnissen oder in lückigen Beständen mit im Bild sichtbaren Bodenflächen sehr gut erheben. In dichter Vegetation muß die Bodenoberfläche über die Höhe vieler Paßpunkte modelliert werden. Der Abstand zwischen Paßpunkt und Boden muß dann von Hand ausgemessen werden, da der Boden später im Luftbild nicht zu sehen ist.

4.16.4 Bewertung der Methoden

4.16.4.1 Grundsätzliches zur Methodenwahl

Die Auswahl einer geeigneten Methode ist abhängig von der Aufgabenstellung, vom finanziellen, zeitlichen und personellen Budget, der geforderten Genauigkeit, dem tolerierbaren Störungsgrad in der Dauerfläche und den Eigenschaften der zu untersuchenden Vegetation. Weiter spielt eine Rolle, ob Daten auf Artniveau erhoben werden sollen und inwieweit die innere Heterogenität der Untersuchungsflächen berücksichtigt werden soll (vgl. auch CATCHPOLE & WHEELER, 1992). Einen Einfluß auf die Methodenwahl haben auch die persönlichen Präferenzen der Bearbeiter. Vorversuche mit den Methoden der engeren Wahl, die auch die Auswertung einschließen, sind nützlich, um Vor- und Nachteile der Methoden kennzulernen. Man sollte sich davor hüten, mit aufwendigen Messungen Platiniden darzustellen. Viele Strukturparameter sind in Vegetationseinheiten mit ähnlicher Architektur miteinander korreliert, z. B. die horizontale und vertikale Vegetationsdichte, der LAI und die Vegetationsdichte, Vegetationsdichte und Phytomasse usw. Auch die Vegetationsdichten verschiedener Schichten sind in der Regel miteinander korreliert, so daß es nicht nötig ist, in jeder Vegetationsschicht Messungen oder Schätzungen durchzuführen. Zur Aufdeckung von Korrelationen lohnen sich Vorversuche, die die spätere Datenerhebung minimieren. Ein aufwendig zu erhebender Parameter kann mit einem Regressionsmodell durch einen einfacher zu messenden abgeschätzt werden. CATCHPOLE & WHEELER (1992) sprechen in diesem Zusammenhang von „double sampling techniques“. Zur Anpassung einer Methode an die eigenen Bedürfnisse lassen sich Elemente verschiedener Methoden kombinieren.

4.16.4.2 Bewertungskriterien und Bewertung

Tabelle 27 zeigt eine Bewertungsmatrix für die besprochenen Methoden. Folgende Bewertungskriterien kamen zur Anwendung:

Störungsgrad

Für Dauerflächenuntersuchungen auf fest markierten Flächen ist der Störungsgrad der Messungen im Bestand ein wichtiges Bewertungskriterium. Bei der Bewertung wird berücksichtigt, ob der Bearbeiter von Laufstegen aus arbeiten kann, die außerhalb der Dauerfläche gehalten werden. Die Störung durch einen Helfer geht ebenfalls in die Bewertung ein. Die Empfindlichkeit verschiedener Vegetationseinheiten gegenüber Störungen ist sehr unterschiedlich. Methoden, die keine Störungen im Bestand verursachen, wurden mit „+“ bewertet (unter der Voraussetzung, daß der Bearbeiter auf einer Plattform über der Dauerfläche arbeiten kann). Diese Methoden können ohne Einschränkung immer auf der gleichen Fläche angewendet werden. Methoden, die geringe Störungen verursachen (z. B. vertikale Einschnitte in den Bestand erfordern) wurden mit „+/-“ bewertet. Veränderungen in der Dauerfläche sind hier mit zufallsverteilten Stichproben zu erfassen, die Bearbeiter können in der Fläche von Plattformen aus operieren. Die mit „-“ bewerteten Verfahren sind in einer Dauerfläche, die nicht gestört werden soll, nicht anwendbar. Hier müssen neben einer ungestörten Beobachtungsfläche weitere Flächen für destruktive Untersuchungen ausgewiesen werden (BUTTLER, 1992).

Reproduzierbarkeit und Genauigkeit

Die Reproduzierbarkeit und Genauigkeit der Messungen ist wichtig, um Zeitreihen und Ergebnisse mehrerer Bearbeiter interpretieren zu können. Reproduzierbarkeit meint hier die Wiederholbarkeit der Ergebnisse durch einen anderen Bearbeiter oder denselben Bearbeiter zu einer anderen Zeit. Mit Genauigkeit ist der Abstand zwischen dem wirklichen Wert und der Messung gemeint. In diesen beiden Punkten schneiden meines Erachtens alle Methoden so gut ab, daß kein „-“ vergeben wurde. Die Schätzmethode erhielt ein „+/-“ weil Schätzfehler nicht auszuschließen sind und die Schätzungen immer in Größenklassen erfolgen müssen.

Zeitaufwand

Der Zeitaufwand ist in umfangreichen Studien ein weiteres wichtiges Kriterium, die Arbeitszeit eines Helfers wurde bei der Bewertung mitberücksichtigt. Die benötigte Zeit ist nicht nur aus arbeitsökonomischen Gesichtspunkten und wegen der Personalkosten wichtig. Will man viele Flächen bezüglich ihrer Struktur vergleichen, so müssen die Messungen alle in einer phänologischen Phase erfolgen, sonst haben sich die Strukturen zwischen erster und letzter Messung eines Termins bereits zu stark verändert. Der Zeitaufwand wird durch ein Diktiergerät stark herabgesetzt. Es wurde ein „+“ vergeben, wenn eine Stichprobe deutlich unter 10 Minuten bearbeitet werden kann (incl. Dateneingabe), ein „-“, wenn 30 Minuten oder mehr gebraucht werden.

Technischer Aufwand, Kosten (ohne Personalkosten)

Ein „+“ heißt, daß die Kosten deutlich unter ATS 1.000,- Schilling liegen, ein „-“ kennzeichnet Kosten über ATS 20.000,-.

Erfassung dichter und lückiger Vegetation

Die Eignung der Methoden zur Erfassung von sehr dichter (z. B. Streuauflagen) oder sehr lückiger Vegetation (z. B. vereinzelte Blütenstände von Hochgräsern) stellen zwei Kriterien dar. Homogen aufgebaute, dichte Schichten sollte man ruhig mit anderen Methoden und anderem Stichprobenumfang bearbeiten als heterogene lückige Schichten desselben Bestandes. Vor allem die exakte Erfassung dichter Vegetation (die oft zusätzlich in den unteren, schwer zugänglichen Bereichen der Vegetation lokalisiert ist) ist schwierig. Mit „-“ bewertete Methoden sind hier völlig ungeeignet.

Erfassung weiterer Strukturparameter und Artenerfassung

Hier wird beurteilt, wieviel Information die Methode über die Vegetationsdichte- oder Phytomassenerfassung hinaus liefern kann. Gerade die Erfassung von Strukturänderungen auf Artniveau steht oft im Vordergrund des Interesses. Jede Methode kann in Dominanzbeständen artbezogene Daten liefern. Bei der Bewertung wird beurteilt, ob dies auch in artenreicheren Mischbeständen möglich ist.

Witterungsabhängigkeit

Die mit „+“ bewerteten Methoden sind bei jedem Wetter anwendbar, die mit „+/-“ gekennzeichneten können unter Verwendung einfacher Hilfsmittel auch bei ungünstiger Witterung angewandt werden. Bei den mit „-“ bewerteten Verfahren ist die Anwendung von Hilfsmitteln aufwendiger.

Erfassung der Bestandesheterogenität

Die Heterogenität einer Fläche ist mitentscheidend für den Erhalt artenreicher Pflanzengesellschaften (VERKAAR et al., 1983). Nur mit Methoden, die auf einer kleinen Grundfläche arbeiten, können Bestandeslücken genau quantifiziert werden. Methoden, die ein „-“ erhalten haben, sind von ihrer Dimensionierung für die Bearbeitung einer solchen Aufgabe ungeeignet, mit „+/-“ bewertete Methoden lassen sich in ihrer Dimensionierung so anpassen, daß Flächen von 1 dm² noch sinnvoll analysiert werden können. Ein „+“ erhielten Methoden, die auf noch kleineren Flächen sinnvoll eingesetzt werden können.

Tab. 27: Bewertungsmatrix für Methoden zur Erfassung der Vegetationsstruktur.

positive Bewertung: +,

neutrale Bewertung: +/-,

negative Bewertung: -,

keine Erfassung der vertikalen Struktur: x.

	Erntemethode	Höhenmessungen zur Phytomassenbest.	Zählrahmen-Gesamtdeckungsschätzung	Phytomassenanteil-Schätzung (KLAPP 1930)	Vegetationsdichteprofile (V.D. MAAREL 1970)	Strukturmeßröhre (SUNDERM. & MEISSNER)	Methode nach BARKMAN (1988)	Punktfrequenzmethode (GOODALL 1952)	Vegetationshürde (MÜHLENBERG 1993)	Multi-Kuben-Strat. (WITTE & HERRM. 1995)	Punktförmiger Lichtsensor	Sunfleck-CEPTOMETER (DELTA-T-DEV. 1989)	LAI-Analyser (LI-COR 1991)	Stratimeter (OPPERMANN 1989)	Laser-Densitom. (GERSTB. & ZIEGLER 1993)	Photomethode (ROEBERTSEN et al. 1988)	Stereo-Luftbilder (LAMMERSCHMIDT 1996)
geringe Störung der Vegetation	-	+	+	+	+	+/-	-	+	+	+ ¹	+	+	+	+ ²	-	-	+ ³
gute Reproduzierbarkeit, hohe Genauigkeit	+	+	+/-	+/- ⁴	+/-	+/-	+/-	+ ⁵	+ ⁵	+ ⁵	+	+	+	+	+	+	+
geringer Zeitaufwand	- ⁶	+	+	+	+	+	-	+/-	+/-	-	+	+	+	+	-	+/-	-
geringer technischer Aufwand, niedrige Kosten (ohne Personalkosten)	+ ⁷	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+/-	-	-	-	-	+/- ⁸	-
gute Erfassung dichter Vegetation und der unteren Schichten	+	x ⁹	x	x	+/-	+	+/- ¹⁰	-	-	-	+/-	+/-	-	+/-	+/- ¹⁰	+/-	-
gute Erfassung lückiger Vegetation und der oberen Schichten	+	x ⁹	x	x	+	+/- ¹¹	+	+/-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Erfassung des LAI u.a. möglich	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+/-	+/-	+	-	-	-	-
Erfassungen auf Artniveau und von morphologischen Elementen möglich	+	-	+	+	+	+	+	+ ¹²	+	+	-	-	-	-	-	- ¹³	+/- ¹⁴
geringe Witterungsabhängigkeit	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+/-	+/-	+/-	-	+	+	+/-	+/-
gute Erfassung der Bestandsheterogenität	+/-	+	+/-	-	+/-	+	-	+	+	-	+	+ ¹⁵	-	-	-	-	+/-
Vergleich von Vegetationseinheiten mit unterschiedlicher Architektur	+	-	-	+/-	-	-	+	+ ¹⁶	-	+	+/-	+/-	+	-	-	-	+/-

Anmerkungen zur Bewertung:

¹ in Vegetation mit rankenden u. klimmenden Arten +/-;² in dichter Vegetation +/-;³ gilt nur für Flächen <400 m², sonst -;⁴ bei unerfahrenen Bearbeitern -;⁵ in dichter und fein verteilter Vegetation +/-;⁶ in Kombination mit Schätzverfahren +/-;⁷ falls Trockenöfen u. Feinwaagen vorhanden sind, sonst -;⁸ Abhängig vom technischen Aufwand bei der Auswertung bis +;⁹ liefert gemeinsame Maßzahl für Höhe und Dichte;¹⁰ Erfassung dichter Vegetation in höheren Schichten +; bei Methode nach BARKMAN sind Voraussetzungen für Berechnungen in dichter Vegetation nicht erfüllt.¹¹ Erfassung lückiger Vegetation der unteren Schichten +;¹² seltenere Arten nur mit sehr hohen Stichprobenzahlen;¹³ bei Auswertung der Bilder von Hand +/-;¹⁴ je nach Erkennbarkeit der Arten im Bild;¹⁵ falls im Lichtstab nur mit einem Sensor gemessen wird;¹⁶ bei Verwendung von Drähten im Winkel von 22° zur Vertikalen;

Vergleich von Vegetationseinheiten mit unterschiedlicher Architektur

Strukturell sehr unterschiedliche Vegetationseinheiten können evtl. nicht durch einen einzigen Parameter befriedigend unterschieden werden. So ist z. B. die horizontale Vegetationsdichte der beiden Bestände in Abb. 45 sehr ähnlich (vgl. auch Abb. 39), obwohl es sich um Ausschnitte von sehr verschiedenen Vegetationseinheiten handelt. Sinnvoll ist es in diesem Beispiel, horizontale und vertikale Vegetationsdichtemessungen zu kombinieren. Die Methoden erhielten ein „+“, wenn ein Vergleich strukturell verschiedener Vegetation möglich ist, ein „-“, wenn sie nur einen Parameter erfassen, der zum Vergleich unterschiedlich strukturierter Bestände unter Umständen wenig beiträgt.

Nicht aufgenommene Kriterien

Nicht als Kriterium aufgenommen wurden die Korrelation der Meß- oder Schätzwerte mit Phytomassendaten und auch nicht der benötigte Stichprobenumfang, da eine Auswahl von neun der hier vorgestellten Methoden in einem vom Autor durchgeführten Methodenvergleich in diesen Punkten alle sehr ähnlich abschnitten. Ab einer Stichprobenanzahl von $n = 7$ zeigten alle neun Methoden beim direkten Vergleich ein Verhältnis von Standardfehler zu Mittelwert von 10-15 %.

Aus der Tabelle sind Anwendungsempfehlungen ableitbar, wenn die Aufgabenstellung klar formuliert ist und die Eigenschaften der zu untersuchenden Vegetation (lückig/dicht) bekannt sind. Generell läßt sich sagen, daß schnelle und einfache Methoden vorzuziehen sind, wenn eine sehr hohe Genauigkeit nicht gefordert ist. Solche Methoden sind immer noch um einiges komplexer als Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964). Es sollte in jedem Fall überlegt werden, ob der Mehraufwand von Strukturmessungen gegenüber einer konventionellen Vegetationsaufnahme in einem günstigen Verhältnis zum Informationsgewinn steht.

4.16.5 Zusammenfassung

Zur quantitativen oder halbquantitativen Aufnahme oberirdischer vertikaler Vegetationsstrukturen in Grünland und anderen niedrigen Vegetationseinheiten werden 27 Methoden vorgestellt. Siebzehn davon werden ausführlich beschrieben und deren Vor- und Nachteile für Dauerflächenstudien diskutiert. Eine Bewertung der Methoden zeigt, daß keine in ausreichender Weise alle Ansprüche befriedigen kann. Die Wahl einer geeigneten Methode hängt vor allem von der gewünschten Genauigkeit, der tolerierbaren Störung der Dauerfläche, den zeitlichen und finanziellen Rahmenbedingungen und von der Architektur der zu untersuchenden Vegetationseinheiten ab.

4.16.6 Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. Hannover: 392.
- BARKMAN, J. J. (1979): The investigation of vegetation texture and structure. In: Werger, M. J. A. (ed.): The study of vegetation. Dr. W. Junk Publ., The Hague: 125-160.
- BARKMAN, J. J. (1988): A new method to determine some characters of vegetation structure. *Vegetatio*, 78: 81-90.
- BARKMAN, J. J.; DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica*, 13: 394-419.
- BONHAM, C. D. (1989): Measurements for terrestrial vegetation. Wiley & Sons, New York, 338 S.
- BRANSBURY, D. I. & TANTON, N. M. (1977): The disc pasture meter: Possible applications in grazing management. *Proc. Grass. Soc. Sth. Afr.*, 5: 115-118.

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Wien, 865 S.
- BRIEMLE, G. (1992): Methodik der quantitativen Vegetationsaufnahme im Grünland. Naturschutz u. Landschaftsplanung, 24: 31-34.
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (1994): SPSS für Windows, Version 6. Addison-Wesley, Bonn: 503.
- BUELL, M. F. & CANDON, J. E. (1950): A study of two communities in New Jersey... Ecology, 31: 569.
- BURGER, J. (1972): The use of a fish-eye lens to study net-placement in Franklin's Gulls. Ecology, 53: 362-364.
- BUTTLER, A. (1992): Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. Vegetatio, 103: 113-124.
- CATCHPOLE, W. R. & WHEELER, C. J. (1992): Estimating plant biomass: A review of techniques. Austr. J. Ecol., 17: 121-131.
- CURTIS, D. J. & BIGNAL, E. M. (1985): Quantitative description of vegetation physiognomy using vertical quadrats. Vegetatio, 63: 97-104.
- DELTA-T-DEVICES LTD. (1989): Decagon Devices Inc.: Sunfleck Ceptometer User Manual. Cambridge, 28 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683.
- DOLEK, M. (1994): Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). Agrarökologie, 10: 126.
- EVERSON, C. S. & CLARKE, G. P. Y. (1987): A comparison of six methods of botanical analysis in the montane grasslands of Natal. Vegetatio, 73: 47-51.
- EVERSON, T. M.; CLARKE, G. P. Y. & EVERSON, C. S. (1990): Precision in monitoring plant species composition in montane grasslands. Vegetatio, 88: 135-141.
- FLIERVOET, L. M. (1987): Characterization of the canopy structure of Dutch grasslands. Vegetatio, 70: 105-117.
- FLIERVOET, L. M. & VAN DE VEN, J. P. M. (1984): Leaf characteristics of grassland in a microgradient of temperature and moisture conditions. Phytocoenologia, 12: 479-493.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986): Landscape ecology. J. Wiley & Sons, New York: 619.
- GEHLKER, H. (1977): Eine Hilfstafel zur Schätzung von Deckungsgrad und Artmächtigkeit. Mitt. flor. soz. Arbeitsgem., N. F. 19/20: 427-429.
- GERSTBERGER, P. & ZIEGLER, W. (1993): A laser-densitometer for measuring horizontal vegetation density. In: Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) (Hrsg.): BITÖK Forschungsbericht 1993: 219-221.
- GHERSA, C. M. & GHERSA, M. A. (1991): A field method for predicting yield losses in maize caused by johnsongrass (*Sorghum halepense*). Weed Technology, 5: 279-285.
- GOODALL, D. W. (1952): Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. Austr. J. Scient. Res., Ser. B 5: 1-41.
- GREIG-SMITH, P. (1983): Quantitative plant ecology, 3rd ed. Blackwell, Oxford.
- GRIFFIN, G. F. (1989): An enhanced wheel-point method for assessing cover, structure and heterogeneity in plant communities. J. Range Management, 42: 79-81.
- HAU, B. (1994): Die Bedeutung der Vegetationsstruktur für die Carabidenfauna in der Verlandungszone eines Kleingewässers. Unveröff. Diplomarbeit, Fachber. Biologie, FU Berlin: 146.
- HECKES, J. (1987): Überblick über Kammerträger für Luftaufnahmen im Nahbereich. In: Arbeitstagung „Luftaufnahmen aus geringer Flughöhe“. Veröff. aus dem Deutschen Bergbau-Museum Bochum, 41: 25-31.
- HEIL, G. W. (1988): LAI of grasslands and their roughness length. In: VERHOEVEN, J. T. A.; HEIL, G. W. & WERGER, M. J. A. (eds.): Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. SPB Acad. Publ., The Hague: 149-155.

- HEIL, G. W.; WERGER, M. J. A.; DE MOL, W.; VAN DAM, D. & HEIJNE, B. (1988): Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science*, 239: 764-765.
- HENLE, K.; SETTELE, J. & KAULE, G. (1995): Aufgaben, Ziele und erste Ergebnisse des „Forschungsverbundes Isolation, Flächengröße und Biotopqualität (FIFB).“ *Verh. GfÖ*, 24: 181-186.
- HUTCHINGS, S. S. & SCHMAUTZ, J. E. (1969): A field test of the relative-weight estimate method for determining herbage production. *J. Range Management*, 22: 408-411.
- HUWE, C. (1984): Grenzen und Möglichkeiten der Photokartierung am Beispiel einiger Seen im Schwarzwald. Unveröff. Diplomarbeit Univ. Hohenheim, Inst. f. Landschafts- u. Pflanzenökologie.
- JONASSON, S. (1983): The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. *Phytocoenologia*, 11: 385-388.
- JORDAN, C. F. (1969): Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50: 663-666.
- KLAPP, E. (1930): Zum Ausbau der Graslandsbestandsaufnahme zu landwirtschaftlich-wissenschaftlichen Zwecken. *Pflanzenbau*, 6: 197-210.
- KNAPP, R. (1983): Möglichkeiten quantitativer Präzisierung bei Bestandes-Analysen von Pflanzengesellschaften. *Tuexenia* 3: 477-483.
- KRATOCHWIL, A. (1989): Biozönotische Umschichtungen im Grünland durch Düngung. *Ber. NNA*, 2: 46-58.
- KREEB, K.-H. (1983): *Vegetationskunde*. Ulmer, Stuttgart: 331.
- KUHN, W. & KLEYER, M. (1996): Mapping and assessing habitat models on the landscape level. In: SETTELE, J.; MARGULES, C. R.; POSCHLOD, P. & HENLE, K. (eds.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht: 356-362.
- KUHN, W.; LAMMERSCHMIDT, J.; KLEYER, M. & SUNDERMEIER, A. (in Vorb.): Vegetationsstrukturanalyse in verschiedenen Maßstäben ein Methodenvergleich.
- LAMMERSCHMIDT, J. (1996): Methodische Untersuchungen zur Vegetationsstrukturanalyse anhand stereoskopischer Auswertungen von großmaßstäblichen Luftbildern. Unveröff. Diplomarbeit Univ. Stuttgart, Inst. f. Landschaftsplanung u. Ökologie: 97.
- LEVY, E. E. & MADDEN, E. A. (1933): The point method of pasture analysis. *New Zealand Agric. J.*, 46: 267-279.
- LI-COR Inc. (1991): LAI-2000 Plant Canopy Analyzer. Operating Manual. Lincoln, Nebr.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33: 61-64.
- MANDELBROT, B. B. (1991): *Die fraktale Geometrie der Natur*. Birkhäuser: 492.
- MAUELSHAGEN, L. (1987): Luftaufnahmen aus geringer Flughöhe-Einführung. In: Arbeitstagung „Luftaufnahmen aus geringer Flughöhe“. Veröff. aus dem Deutschen Bergbau-Museum Bochum, 41: 9-11.
- MITCHLEY, J. & WILLEMS, J. H. (1995): Vertical canopy structure of Dutch chalk grasslands in relation to their management. *Vegetatio*, 117: 17-27.
- MORRISON, R. G. & YARRATON, G. A. (1970): An instrument for rapid and precise point sampling of vegetation. *Can. J. Botany*, 48: 293-297.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. 3. Aufl. UTB: 512.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York, London, Sydney, Toronto: 547.
- NORMAN, J. M. & CAMPBELL, G. S. (1989): Canopy structure. In: PEARCY, R. W. et al. (eds.): *Plant physiological ecology: field methods and instrumentation*. Chapman & Hall, London, New York: 301-325.
- OPPERMANN, R. (1989): Ein Meßinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. *Natur und Landschaft*, 64: 332-338.

- OPPERMANN, R. (1990): Eignung verschiedener Vegetationstypen als Habitat für Wiesenbrüter unter besonderer Berücksichtigung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). Diss. Univ. Freiburg i. Br., Fak. f. Biologie: 203.
- PERRY, S. G.; FRASER, A. B.; THOMPSON, D. W. & NORMAN, J. M. (1988): Indirect sensing of plant canopy structure with simple radiation measurements. *Agric. For. Meteorol.*, 42: 255-278.
- REYNOLDS, K.C. & EDWARDS, K. (1977): A short-focus telescope for ground cover estimation. *Ecology*, 58: 939-941.
- RODRIGUEZ, M. A.; BROWN, V. K. & GOMEZ-SAL, A. (1995): The vertical distribution of below-ground biomass in grassland communities in relation to grazing regime and habitat characteristics. *J. Veget. Sci.*, 6: 63-72.
- ROEBERTSEN, H.; HEIL, G. W. & BOBBINK, R. (1988): Digital picture processing: a new method to analyse vegetation structure. *Acta Botanica Neerlandica*, 37: 187-192.
- ROSCHER, C. (1993): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen an Graslandbeständen im Ilmtal (Thüringen). Unveröff. Diplomarbeit Univ. Jena, Inst. f. Ökologie: 74.
- SCHAMINEE, J. H. J. & HENNEKENS, S. M. (1992): Subalpine heathland communities of the Monts du Forez. *Documents phytosoc.*, N. S. 14: 387-420.
- SILVERTOWN, J. & SMITH, B. (1988): Gaps in the canopy: the missing dimension in vegetation dynamics. *Vegetatio*, 77: 57-60.
- STAMPFLI, A. (1991): Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. *Vegetatio*, 96: 185-194.
- STAMPFLI, A. (1992): Year-to-year changes in unfertilized meadows of great species richness detected by point quadrat analysis. *Vegetatio*, 103: 125-132.
- STEUBING, L. & FANGMEIER, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Ulmer, Stuttgart: 205.
- STOUTJESDIJK, P. H. & BARKMAN, J. J. (1992): Microclimate: Vegetation and fauna. Opulus Press, Kniasta: 216.
- SUNDERMEIER, A., (1996): Vegetation structure of the porphyry landscape of Halle. In: SETTELE, J.; MARGULES, C.; POSCHLOD, P. & HENLE, K. (eds.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht: 173-175.
- SUNDERMEIER, A. & MEIßNER, A. (in Vorb.): The Structure Measuring Tube a method for quantitative and qualitative investigation of vegetation structure.
- TIDMARSH, C. E. M. & HAVENGA, C. M. (1955): The wheel-point method of survey and measurement of semi-open grasslands and Karoo vegetation in South Africa. *Mem. bot. Surv. S. Afr.*, 29: iv+49.
- V. d. HOEVEN, E. C.; DE KROON, H. & DURING, H. J. (1990): Fine scale spatial distribution of leaves and shoots of two chalk grassland perennials. *Vegetatio*, 86: 151-160.
- VAN DER MAAREL, E. (1970): Vegetationsstruktur und Minimum-Areal in einem Dünen-Trockenrasen. In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Gesellschaftsmorphologie. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationsk., Rinteln 1966: 218-239.
- VER HOEF, J. M., GLENN-LEWIN, D. C. & WERGER, M. J. A. (1989): Relationship between horizontal pattern and vertical structure in a chalk grassland. *Vegetatio*, 83: 147-155.
- VERKAAR, H. J.; SCHENKEVELD, A. J. & BRAND, J. M. (1983): On the ecology of short-lived forbs in chalk grassland: micro-site tolerances in relation to vegetation structure. *Vegetatio*, 52: 91-102.
- VITTA, J. I.; SATORRE, E. H. & LEGUIZAMON, E. S. (1993): Using canopy attributes to evaluate competition between *Sorghum halepense* (L.) Pers. and soybean. *Weed Research*, 33: 89-97.
- WALKER, G. K.; BLACKSHAW, R. E. & DEKKER, J. (1988): Leaf area and competition of light between plant species using direct transmission. *Weed Technol.*, 2: 159-165.
- WARREN WILSON, J. & REEVE, J. E. (1959): Inclined point quadrats. *New Phytologist*, 59: 1-8.
- WARREN WILSON, J. (1963): Estimation of foliage denseness and foliage angle by inclined point quadrats. *Austr. J. Bot.*, 11: 95-105.

- WATT, T. A. & GIBSON, W. D. (1988): The effects of sheep grazing on seedling establishment and survival in grassland. *Vegetatio*, 78: 91-98.
- WEIBEL, E. R. & ELIAS, H. (1967): Quantitative methods in morphology. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 278.
- WELLES, J. M. & NORMAN, J. M. (1991): Instrument for indirect measurement of canopy architecture. *Agron. J.*, 83: 818-825.
- WERGER, M. J. A. (1983): Grassland structure in a gradient situation. *Verh. GfÖ* 11: 455-461.
- WILLEMS, J. H.; PEET, R. K. & BIK, L. (1993): Changes in chalk grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *J. Veget. Science*, 4: 203-212.
- WIMBUSH, D. J.; BARROW, M. D. & COSTIN, A. B. (1967): Color stereophotography for the measurement of vegetation. *Ecology*, 48: 150-152.
- WITTE, A. (1994): Untersuchungen zur Biomassenentwicklung und Rauminanspruchnahme von ausgewählten Pflanzen in einem Magerrasen in Abhängigkeit eines Nährstoffgradienten unter Einbringung von *Urtica dioica*. Unveröff. Diplomarbeit Univ. Stuttgart, Inst. f. Landschaftsplanung u. Ökologie: 95.
- WITTE, A. & HERRMANN, S. (1995): Untersuchungen zur oberirdischen Biomassenentwicklung und Rauminanspruchnahme von Pflanzen in einem Halbtrockenrasen unter Nährstoffeinfluß. *Verh. GfÖ*, 24: 577-580.

4.17 Phänologische Beobachtungen

von Andreas Sundermeier

4.17.1 Summary

For the investigation of phenological phenomena on permanent plots two methods are presented. A rapid and uncomplicated record of vegetative and generative phases is possible with the key of DIERSCHKE (1972, 1989, 1994). To analyse different generative phases developing parallel within one species, the method of WEBER & PFADENHAUER (1987) is recommended, although standardisation is difficult. Problems arising with the assessment of the generative phase and the quantity of flowers are mentioned and proposals on how to address them are made.

4.17.2 Allgemeines zur Pflanzenphänologie

Die Pflanzenphänologie ist die Wissenschaft von den Wachstumserscheinungen und Entwicklungsvorgängen der Pflanzen (SCHNELLE, 1955). Beginn und Dauer von Entwicklungsphasen werden stark von der Witterung beeinflusst (SCHREIBER, 1964; SUNDERMEIER; im Druck). So ist es nicht verwunderlich, daß die Phänologie in der Meteorologie und Landschaftsökologie Anwendung findet (IHNE, 1905; SCHNELLE, 1953; PFLUME & BRUELHEIDE, 1994). Demgegenüber sind (halb)quantitative phänologische Studien im Rahmen von Monitoringprojekten bisher selten. SCHREIBER (1983) untersuchte Wärmeinseln in der Stadt und den Einfluß von Kühlwassereinleitungen auf das Lokalklima eines Flußtales mit phänologischen Methoden. WEBER & PFADENHAUER (1987) und GRUNICKE & POSCHLOD (1991) verglichen unterschiedlich genutzte Parzellen mittels phänologischer Beobachtungen. Phänologische Untersuchungen sind für ein Dauerflächenmonitoring geeignet, weil das Blühverhalten viel schneller auf Veränderungen reagiert als die Artenzusammensetzung einer Fläche (KRÜSI, 1981). Allerdings sind die Fluktuationen hoch, so daß über mehrere Jahre beo-

bachtet werden sollte. Regelmäßige phänologische Beobachtungen können dazu dienen, jährlich wiederkehrende Meßtermine, bei denen quantitative Daten erhoben werden sollen (z. B. Vegetationsstrukturmessungen) zeitlich zu synchronisieren, was die Vergleichbarkeit der Daten erhöht. Die bisher durchgeführten phänologischen Beobachtungen an Pflanzengesellschaften Mitteleuropas faßt DIERSCHKE (1990) zusammen. Eine Übersicht über phänologische Methoden und die Darstellung und Auswertung der Ergebnisse gibt DIERSCHKE (1972, 1994). Phänologische Begriffe werden von DIERSCHKE (1989) definiert.

Ziel des Kapitels ist es, nach einer Einführung in die Methodik, die Probleme darzustellen, die sich bei der quantitativen und halbquantitativen Aufnahme der generativen Entwicklung einstellen. Vorschläge zur Standardisierung der Erfassungen werden gegeben.

4.17.3 Methodenbeschreibungen

4.17.3.1 Phänologische Aufnahme nach DIERSCHKE (1972, 1989, 1994)

Zur Erfassung phänologischer Erscheinungen wurde von DIERSCHKE (1972, 1989, 1994) ein Aufnahmeschlüssel vorgestellt, der von STEUBING & FANGMEIER (1992) empfohlen wird. Nach dem Vorbild von ELLENBERG (1954) werden vegetative und generative Phänostufen unabhängig voneinander angesprochen.

Tab. 28: Phänologischer Aufnahmeschlüssel nach DIERSCHKE (1989, 1994) für sommergrüne Laubhölzer, Kräuter und Gräser.

SOMMERGRÜNE LAUBHÖLZER			
vegetative Phänostufen		generative Phänostufen	
0	Knospen völlig geschlossen	0	ohne Blütenknospen
1	Knospen mit grünen Spitzen	1	Knospen erkennbar
2	grüne Blatttüten	2	Blütenknospen stark geschwollen
3	Blattentfaltung bis 25 %	3	kurz vor der Blüte
4	Blattentfaltung bis 50 %	4	beginnende Blüte
5	Blattentfaltung bis 75 %	5	bis 25 % erblüht
6	volle Blattentfaltung	6	bis 50 % erblüht
7	erste Blätter vergilbt	7	Vollblüte
8	Blattverfärbung bis 50 %	8	abblühend
9	Blattverfärbung bis 75 %	9	völlig verblüht
10	Blattverfärbung über 75 %	10	fruchtend
11	kahl	11	Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte

KRÄUTER: BLATTREICHE (BLATTARME) PFLANZEN			
vegetative Phänostufen		generative Phänostufen	
0	ohne neue oberirdische Triebe	0	ohne Blütenknospen
1	neue Triebe ohne entfaltete Blätter	1	Blütenknospen erkennbar
2	erstes Blatt entfaltet (bis 25 % entwickelt)	2	Blütenknospen stark geschwollen
3	2-3 Blätter entfaltet (bis 50 % entwickelt)	3	kurz vor der Blüte
4	mehrere Blätter entfaltet (bis 75 % entwickelt)	4	beginnende Blüte
5	fast alle Blätter entfaltet (fast voll entwickelt)	5	bis 25 % erblüht
6	voll entwickelt	6	bis 50 % erblüht
7	beginnende Vergilbung, Blütenstengel vergilbt	7	Vollblüte
8	Vergilbung bis 50 %	8	abblühend
9	Vergilbung über 50 %	9	völlig verblüht
10	oberirdisch abgestorben	10	fruchtend
11	oberirdisch verschwunden	11	Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte

GRÄSER/GRASARTIGE			
vegetative Phänostufen		generative Phänostufen	
0	ohne neue oberirdische Triebe	0	ohne erkennbaren Blütenstand
1	neue Triebe ohne entfaltete Blätter	1	Blütenstand erkennbar, eingeschlossen
2	erstes neues Blatt entfaltet	2	Blütenstand sichtbar, nicht entfaltet
3	2-3 Blätter entfaltet	3	Blütenstand entfaltet
4	beginnende Halmentwicklung	4	erste Blüten stäubend
5	Halme teilweise ausgebildet	5	bis 25 % stäubend
6	Pflanze voll entwickelt	6	bis 50 % stäubend
7	beginnende Vergilbung bis vergilbte Halme	7	Vollblüte
8	Vergilbung bis 50 %	8	abblühend
9	Vergilbung über 50 %	9	völlig verblüht
10	oberirdisch abgestorben	10	fruchtend
11	oberirdisch verschwunden	11	Ausstreuen der Samen

Die Angaben für die Arten beziehen sich immer auf deren mittleren Entwicklungszustand, Überschneidungen in der Entwicklung werden außer Acht gelassen. Die Beobachtungen für die einzelnen Arten können tabellarisch oder graphisch als Phänogramm dargestellt werden, ein Beispiel für letzteres gibt Abb. 46. Die auf der y-Achse aufgetragene Deckung der Art wurde nach der Skala von LONDO (1976) geschätzt.

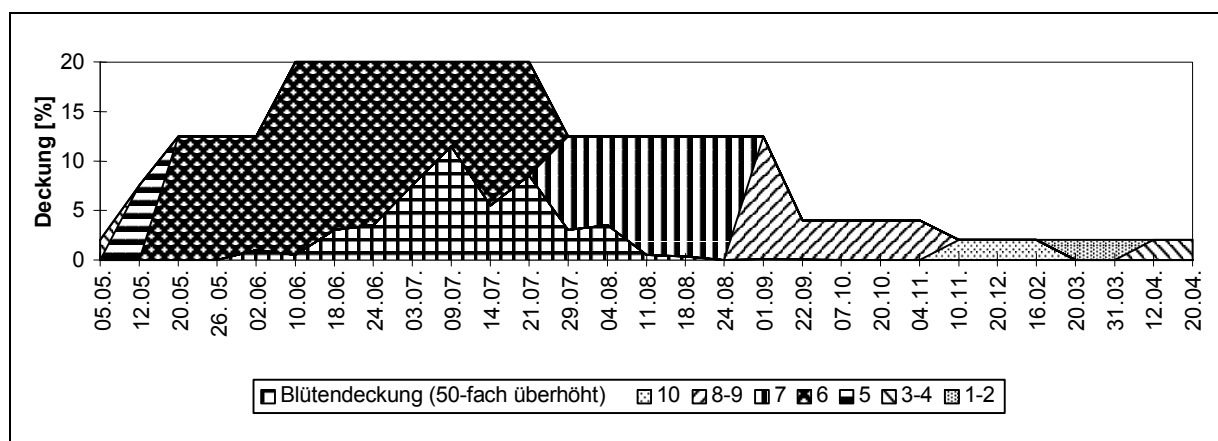


Abb. 46: Phänogramm der vegetativen Entwicklung und der Blütendeckung von *Centaurea scabiosa* auf einer 5 x 5 m großen Dauerfläche in einem Trockenrasen nördlich Halle (Saale), Mai. 93 bis April 94. Aufnahmemethode nach DIERSCHKE (1972, 1989, 1994). Definition der vegetativen Phänostufen 1-10 siehe Tabelle 28.

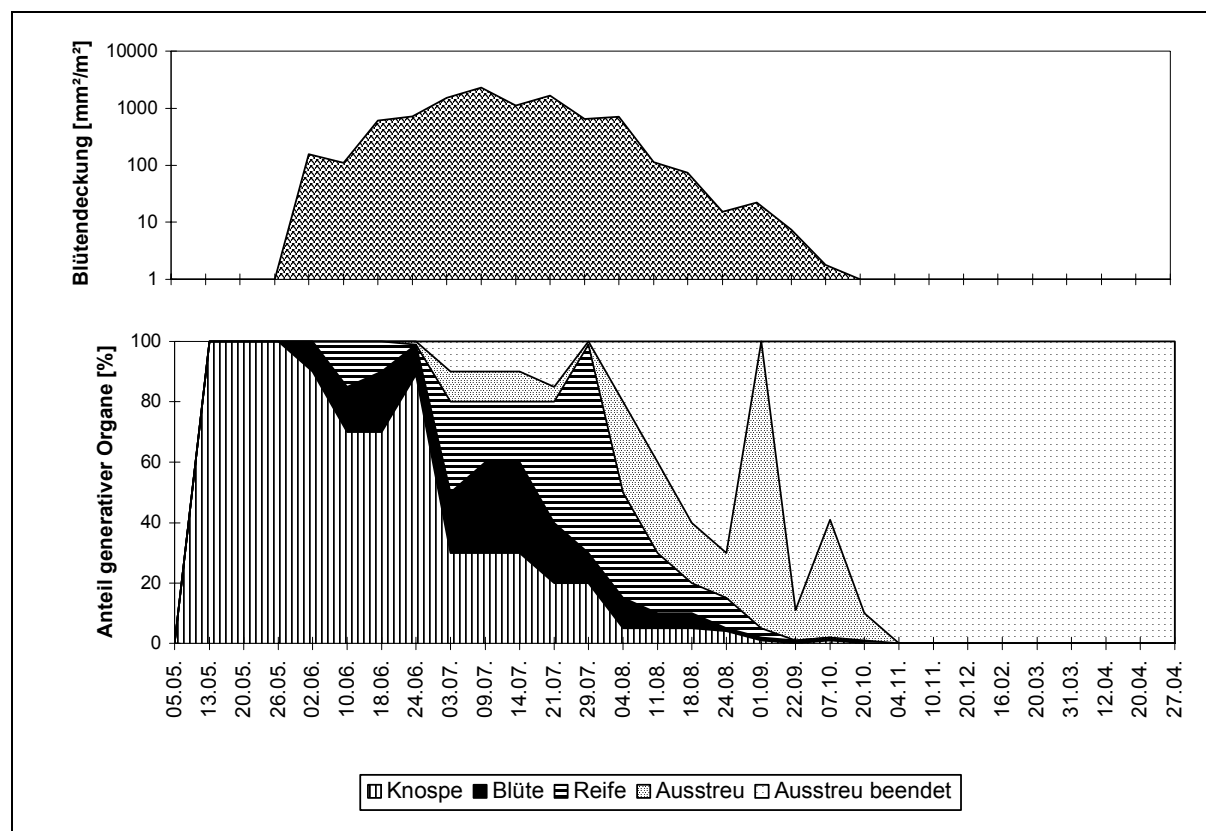


Abb. 47: Phänogramm der generativen Entwicklung und der Blütenmenge von *Centaurea scabiosa*. Aufnahmemethode nach WEBER & PFADENHAUER (1987). Die Entwicklung der Blütendeckung [als mm² Blütenfläche pro m² Grundfläche] (oben, halblogarithmische Darstellung) und die Abfolge der generativen Phänostufen (unten) sind dargestellt. Die Erfassung erfolgte auf derselben Fläche im gleichen Zeitraum wie in Abb. 46.

4.17.3.2 Phänologische Aufnahme der generativen Entwicklung nach WEBER & PFADENHAUER (1987)

WEBER & PFADENHAUER (1987) führten eine halbquantitative Aufnahme der generativen Entwicklung durch, bei der Überschneidungen verschiedener Phänostufen berücksichtigt wurden. Der prozentuale Anteil der sichtbaren generativen Organe, die sich in der Knospen-, Blüten-, Reife- und Ausstreuphase befanden, wurde geschätzt. In der Reifephase sind die Diasporen noch fest mit der Mutterpflanze verbunden, in der Ausstreuphase können sie leicht von dieser gelöst werden. Ähnliche Verfahren wurden von SCHENNIKOW (1932, zitiert in DIERSCHKE, 1972) und GRUNICKE & POSCHLOD (1991) angewendet.

Die zusätzlich durchgeführte quantitative Aufnahme der Blütenmenge gibt visuelle Aspektindrücke genau wieder. Die Blüten bzw. Blütenstände wurden auf der gesamten Dauerfläche oder in Teilen davon ausgezählt und diese Zahl mit dem durchschnittlichen Flächeninhalt einer Blüte multipliziert. Dieser wurde durch eine möglichst genaue Vermessung der Blüten bzw. Blütenstände ermittelt, etwa durch das Abzeichnen einiger Blüten auf mm-Papier. Ein so entstandenes Phänogramm der Blütenmenge und der generativen Entwicklung zeigt Abb. 47.

4.17.4 Schwierigkeiten bei phänologischen Aufnahmen

4.17.4.1 Beobachtungsintervalle, Größe der Dauerfläche

In diesem Teil soll genauer auf Probleme bei der quantitativen und halbquantitativen Beobachtung eingegangen werden. Werden sie zu spät erkannt, kann das einen Wechsel der Erfassungsmethodik mitten in der Untersuchung nach sich ziehen. Eine intensive Methodendiskussion ist außerdem notwendig, wenn es zu einer Standardisierung bei der Erhebung phänologischer Daten kommen soll.

Die Abstände zwischen den Beobachtungen in der Hauptvegetationszeit sollten 5-7 Tage betragen, außerhalb der Hauptvegetationszeit 10 Tage (DIERSCHKE, 1972). Ein 14tägiges Beobachtungsintervall in der Hauptvegetationsperiode ist nicht ausreichend, vor allem für nur kurze Zeit blühende Arten wie Annuelle oder Gräser (GRUNICKE & POSCHLOD, 1991). Die vegetative Phänostufe kann in weiteren Zeitabständen als die generative aufgenommen werden (POSCHLOD, mündl.). Die Beobachtungen sollten nicht nur bei schönem Wetter erfolgen, da sonst die Blütenmengenangaben überschätzt werden.

Für quantitative Studien ist eine Dauerfläche von 5 x 5 m etwas zu groß, da bei der Auszählung von Blüten und zur Durchführung genauer Schätzungen die Fläche betreten werden muß. Empfehlenswert sind Flächen von 3 x 3 m (BALÁTOVÁ-TULÁCKOVÁ, 1970) oder 4 x 4 m.

4.17.4.2 Halbquantitative Schätzungen der generativen Entwicklung

Der von DIERSCHKE (1972, 1989, 1994) vorgeschlagene Schlüssel zur Aufnahme der generativen Entwicklung erwies sich zumindest für viele Trockenrasenarten als ungünstig, weil nur der mittlere Entwicklungszustand dargestellt werden kann. Bei vielen Arten finden sich aber an einem Individuum gleichzeitig knospende, blühende, fruchtende und ausstreuende generative Organe. Dies kann durch eine Schätzung des Prozentanteils verschiedener generativer Entwicklungsstufen berücksichtigt werden (WEBER & PFADENHAUER, 1987). Aber auch bei diesen Schätzungen treten Probleme auf, die die Standardisierung betreffen. Zunächst ist zu klären, was denn 100 % der generativen Organe, was also die Grundgesamtheit ist, auf die sich die Schätzung bezieht. Dazu stehen zwei Möglichkeiten zur Auswahl: Die Schätzung kann sich auf die sichtbaren generativen Organe einer Art beziehen,

oder aber die vegetativ gebliebenen Individuen/Sprosse mit einbeziehen. Letzteres Verfahren liefert Diagramme, aus denen nicht nur die Abfolge der generativen Stadien hervorgeht, sondern auch das Verhältnis zwischen blütenbildenden und vegetativen Individuen/Sprossen abgelesen werden kann (siehe die in DIERSCHKE, 1972 dargestellten Phänogramme von SCHENNIKOW, 1932). Bei den sichtbaren generativen Organen sollten solche, die den gesamten Zyklus von der Blüte bis zur Samenausstreue beendet haben und bereits abgestorbenen sind, in die Schätzung mit einbezogen werden (siehe Abb. 47). Geschieht dies nicht, dominieren gegen Ende der Vegetationsperiode wenige noch verbliebene Knospen, Blüten oder Früchte das gesamte Diagramm. Bei der Schätzung der Anteile phänologischer Stadien gibt es ferner die Alternative, die Stadien bezogen auf Einzelblüten oder auf gesamte Blütenstände zu bestimmen. Generell sollte sich eine Schätzung auf möglichst kleine Einheiten beziehen, auch wenn dies etwas mehr Mühe kostet, da auch innerhalb eines Blütenstandes (z. B. bei *Galium verum*, *Stipa capillata*, auch bei Korbblütlern wie *Carlina vulgaris*) mehrere generative Stadien nebeneinander vorkommen können. Organe, die nicht alle Stufen der Entwicklung durchlaufen, sondern vorher abgefressen werden, verpilzen, vertrocknen o. ä. werden bei starkem Wildeinfluß oder in trockenen Jahren am besten durch eine eigene Schätzkategorie berücksichtigt. Einen nicht zu unterschätzenden Einfluß auf die Vergleichbarkeit mehrjähriger Beobachtungen übt die wachsende Erfahrung des Bearbeiters aus. Bei langfristigen Studien müssen deshalb unerfahrene Mitarbeiter unbedingt von eingearbeiteten Personen in die speziellen Probleme eingewiesen werden.

Bei der Ansprache der Ausstreuphase im Gelände kann häufig nicht sicher zwischen vollen und leeren Diasporen unterschieden werden, eine grobe Hilfe bei der Ansprache stellt die Quetschprobe dar (WEISS, mündl.). Bei ungünstiger Witterung oder Schädlingsbefall reifen die Diasporen evtl. nicht aus und verkleben in den Fruchtständen (WEISS, mündl.). Im Extremfall wird dann für eine Art eine sehr lange Ausstreuphase angesprochen, die aber nur auf dem Vorhandensein leerer Diasporen beruht. Können Diasporen klar als leer identifiziert werden, sollte man sie nicht mehr zur Ausstreuphase zählen.

Werden mehrere Flächen beobachtet, die bei der späteren Auswertung zusammengefaßt werden sollen, ergibt sich die Frage der Gewichtung von Beobachtungen, wenn eine Art in verschiedenen Flächen mit stark unterschiedlicher Artmächtigkeit vorkommt. So kann die Einschätzung einer Art in Dauerfläche X auf 200 Individuen beruhen, in Fläche Y aber nur auf einem. Hier lohnt es sich, von vornherein zu entscheiden, ob eine in einer Wiederholung sehr seltene Art dort nicht aufgenommen wird.

Die auf einer Dauerfläche durchgeführten Schätzungen der generativen Entwicklung liefern brauchbare Phänogramme. Die Schätzungen lassen sich eichen, indem an markierten Einzelpflanzen der wichtigsten Arten zusätzlich Zählungen der generativen Organe in den verschiedenen Entwicklungsstadien durchgeführt werden.

4.17.4.3 Quantitative Aufnahme der Blütenanzahl und -deckung

Aus der Anzahl von Blüten oder Blütenständen zu einem Zeitpunkt können keine Aussagen zur Anzahl der Blüten in einem Zeitintervall abgeleitet werden. Dazu muß zusätzlich die durchschnittliche Lebensdauer der Blüten über die Markierung einzelner Blüten ermittelt werden.

Die Zahl der Blüten hängt von der Tageszeit und kurzfristigen Witterungsschwankungen ab. SUNDERMEIER (im Druck) beobachtete, daß *Linum austriacum* in einem Trockenrasen mehrere hundert Blüten an einem warmen Vormittag binnen zwei Stunden abwarf. Die Blühphase von *Spergula morisonii* konnte nicht beobachtet werden, da alle Flächen stets um Mittag begangen wurden, die Art aber erst am Nachmittag nennenswert blühte. Diesen Schwierigkeiten kann man begegnen, wenn voll entwickelte, aber noch geschlossene oder frisch abgeblühte Blüten bei der Zählung mitberücksichtigt werden.

Um optische Eindrücke vergleichen zu können, sollte neben der Anzahl der Blüten auch die Blütendeckung (als Blütenfläche pro Grundfläche) ermittelt werden. Die Schätzung der Blütendeckung als gedachte senkrechte Projektion der Blüten auf die Bodenoberfläche ist die einzige Möglichkeit, die Blütendeckungen aller Arten mit der gleichen Methode zu erfassen (GRUNICKE & POSCHLOD, 1991). Dabei wird die Blütendeckung in der Regel überschätzt. Beim Vergleich von Deckungsschätzungen mit Zählungen und Messungen stellte SUNDERMEIER (im Druck) fest, daß bei der Schätzung die Blütendeckung krautiger Arten bis um den Faktor 10 überschätzt wurde! Die Blütendeckungen vieler krautiger Arten liegen in der überwiegenden Mehrzahl der Beobachtungstermine um 1 %, eine geeignete Schätzskala sollte dies in ausreichender Weise berücksichtigen.

Um die Unsicherheiten bei der Blüten-Deckungsschätzung zu vermeiden, bietet es sich vor allem bei krautigen Pflanzen an, die Blüten oder Blütenstände zu zählen, und den Flächeninhalt einzelner repräsentativer Blüten zu ermitteln. daraus kann die Blütendeckung einer Art auf der Fläche berechnet werden (WEBER & PFADENHAUER, 1987; GRUNICKE & POSCHLOD, 1991). Dazu ist zu klären, ob die reelle Deckung oder die Konturendeckung (siehe Kap. 4.16.3.3.2) der Blüten ermittelt werden soll. Objektiver ist eine Erfassung der realen Deckung. Viele Blütenstände haben räumliche Strukturen, die nur mit großem Aufwand exakt vermessen werden können. Hier bietet es sich an, die Form der Blütenstände auf einfache zwei- oder dreidimensionale geometrische Figuren zu abstrahieren (Kreise, Rechtecke, Zylinder, Halbkugeln usw.). Weit ausgebreitete Blütenstände mit Lücken zwischen den Einzelblüten (z. B. bei Gräsern oder Doldenblütern) können zur Vermessung zusammengezogen werden, damit die Lücken nicht berücksichtigt werden. Zur Erfassung der Zwergstrauchblüte können Papierquadrate von 5 x 5 oder 10 x 10 cm Größe verwendet werden. Es wird geschätzt, wie oft diese Quadrate von den Blüten der Art ausgefüllt werden. Für Bäume und hohe Sträucher sind quantitative Blütenmengenangaben nur schwer möglich, hier kann mit vertretbarem Aufwand nur eine Deckungsschätzung durchgeführt werden. Dabei muß festgelegt sein, wie übereinanderliegende Blüten gewertet werden sollen.

4.17.5 Zusammenfassung

Zwei Methoden zur Aufnahme phänologischer Erscheinungen auf Dauerflächen werden vorgestellt. Der Aufnahmeschlüssel nach DIERSCHKE (1972, 1989, 1994) gestattet eine schnelle und relativ unkomplizierte Aufnahme der vegetativen und generativen Stufe. Um den parallelen Verlauf verschiedener Entwicklungsstufen innerhalb einer Art zu dokumentieren, ist die Methode nach WEBER & PFADENHAUER (1987) geeignet. Sie ist aber schwieriger zu standardisieren. Bei der phänologischen Beobachtung der generativen Phase und der quantitativen Blütenmengenerfassung auftretende Probleme werden angesprochen und Lösungen zur Standardisierung der Beobachtungen vorgeschlagen.

4.17.6 Literatur

- BALÁTOVÁ-TULÁCKOVÁ, E. (1970): Beitrag zur Methodik der phänologischen Beobachtungen. In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Gesellschaftsmorphologie. Ber. ü. d. Int. Symp. der Int. Vereinig. f. Vegetationskunde, Rinteln 1966: 108-121.
- DIERSCHKE, H. (1972): Zur Aufnahme und Darstellung phänologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Ber. ü. d. Int. Symp. der Int. Vereinig. f. Vegetationskunde, Rinteln 1970: 291-311.
- DIERSCHKE, H. (1989): Symphänologische Aufnahme- und Bestimmungsschlüssel für Blütenpflanzen und ihre Gesellschaften in Mitteleuropa. *Tuexenia*, 9: 477-484.
- DIERSCHKE, H. (1990): Bibliographia Symphaenologica. *Excerpta Bot. Sect. B*, 28: 49-87.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683.
- ELLENBERG, H. (1954): Naturgemäße Anbauplanung, Melioration und Landespflege. *Landwirtschaftl. Pflanzensoziologie* 3: 109.
- GRUNICKE, U. & POSCHLOD, P. (1991): Phänologische Untersuchungen in beweideten und brachgefallenen Magerrasen.- *Jh. Ges. Naturk. Württemberg*, 146: 41-84.
- IHNE, E. (1905): Phänologische Karte des Frühlingseinzuges in Mitteleuropa. *Petermann's Geogr. Mitt.*, 51: 97-108.
- KRÜSI, B. (1981): Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena. A study in limestone grassland in Northern Switzerland. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich* 75: 115.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33: 61-64.
- PFLUME, S. & BRUELHEIDE, H. (1994): Wärmestufen-Karte des Harzes auf phänologischer Grundlage. *Tuexenia*, 14: 479-486.
- SCHENNIKOW, A. P. (1932): Phänologische Spektra der Pflanzengesellschaften. In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden* 11: 251-266, Berlin, Wien.
- SCHNELLE, F. (1953): Beiträge zur Phänologie Deutschlands. III. 6 Mittelwertkarten (1936-1944). Vorfrühling bis Herbst. *Ber. Dt. Wetterdienst* 1.
- SCHNELLE, F. (1955): Pflanzen-Phänologie. Leipzig: 299.
- SCHREIBER, K. F. (1964): Pflanzenphänologische Auswirkungen des Extremwinters 1962/63 im Gebiet des westlichen Neuenburger Sees. *Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stifg. Rübel*, 35: 119-123.
- SCHREIBER, K. F. (1983): Die phänologische Entwicklung der Pflanzendecke als Bioindikator für natürliche und anthropogen bedingte Differenzierungen der Wärmeverhältnisse in Stadt und Land. *Verh. GfÖ*, 11: 285-396.
- STEUBING, L. & FANGMEIER, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Ulmer, Stuttgart: 205.
- SUNDERMEIER, A. (im Druck): Zwei Jahre phänologische Dauerbeobachtung in Magerrasen nördlich von Halle/Saale Methodik, erste Ergebnisse. *Arch. für Nat.- Lands.*: 12.
- WEBER, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 58: 153-177.

4.18 Methoden zur Ermittlung der Frequenz

Die Frequenz ist der prozentuelle Anteil einer Art in einer Stichprobe. Sie wird als Wahrscheinlichkeit definiert, eine Art in einer definierten Fläche anzutreffen (KENT & COCKER, 1992). Die Frequenz ist der am leichtesten zu ermittelnde Parameter, jedoch am schwierigsten zu interpretieren (BONHAM, 1989). Die Frequenz ist ein Wert, der die Menge und die Verteilung von Arten berücksichtigt, wobei das räumliche Verteilungsmuster stärker gewichtet wird (FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992). Die Kombination von Menge und Verteilung im Frequenzwert macht ihn ökologisch schwer interpretierbar. Eine Abnahme der Frequenz kann durchaus mit einer Zunahme der Deckung einhergehen. Die Frequenz gilt als "künstlicher Parameter" (GLANZ, 1986). Sie kann mit Flächen, Linien und Punkten gemessen werden. Bei bestimmten Methoden wird die Deckung oder Dichte rechnerisch über die Frequenz ermittelt (BONHAM, 1989). Die Frequenz kann sehr kostengünstig zur Dokumentation von Vegetationsveränderungen eingesetzt werden. Es werden aber zusätzliche Parameter benötigt, um die Veränderung zu verstehen (BONHAM, 1989).

$$\text{Frequenz } f = \frac{\text{Anzahl der Schätzflächen mit Anwesenheit der Art X}}{\text{Gesamtzahl der Schätzflächen}}$$

(nach SCHAUMBERG, 1995)

Üblicherweise wird die Frequenz nachträglich mit 100 multipliziert und als Prozentanteil ausgedrückt, sodaß eine Frequenz von 0,5 eine prozentuelle Frequenz von 50 % ergibt. Nach GLANZ (1986) wird dies Prozentfrequenz, auch Frequenzkoeffizient (KREEB, 1983) oder relative Häufigkeit nach EBER (1975) genannt. Im Aufnahmeverfahren unterscheidet man zwischen Wurzel-Frequenz (**Rooted frequency**) und Sproß-Frequenz (**Shooted frequency**) (FERRIS-KAAN & PATTERSON, 1992). Bei der Wurzel-Frequenz werden nur solche Pflanzen gezählt, die tatsächlich in der Fläche wurzeln. Bei der Sproß-Frequenz genügt es, daß ein oberirdischer Pflanzenteil (z. B. ein Blatt) in die Fläche hineinhängt, damit sie erfaßt wird. Die Wurzelfrequenz ist mit der Pflanzendichte und die Sproßfrequenz mit der Biomasse korreliert (MORRISON et al., 1995). Die Wurzelfrequenz wird häufiger verwendet, weil sie praktikabler ist. Ein zufälliger Tritt in die Dauerfläche verändert aufgrund der dabei umgedrückten Vegetation die Sproß-Frequenz entscheidend.

Die Häufigkeitsverteilung der Arten verhält sich bei Frequenz und Deckung in konkreten Vegetationstypen ähnlich. Ein Großteil der Pflanzen kommt mit geringer Deckung und geringer Frequenz vor. Betrachtet man ein konkretes Beispiel, so liegen 53 % der Arten in der untersten Frequenzklasse (0-20), aber schon die zweithöchste Anzahl an Arten (16 %) in der höchsten Frequenzklasse (80-100) (Raunkiaer's J-Kurve nach KENT & COCKER, 1992). Auch bei Analyse der Deckungswerte kommt ein Großteil der Arten mit geringer Deckung vor. Diese Tatsache spielt bei der Feinjustierung der Teilflächengröße eine Rolle. Wenn das Erfassungsoptimum auf die untersten Frequenzbereiche gelegt wird, ist die Mehrheit der Arten gut erfaßt.

Die Frequenz kann mit mehreren Methoden erfaßt werden:

- 1) Frequenzbestimmung nach Raunkiaer (subplot-frequency)
- 2) Punkt Methoden (Punkt-Quadrat-Methode = Punkt-Berühr-Methode, point frequency)
- 3) Frequency-Score-Methode (unterschiedliche Teilflächengrößen)
- 4) Important-Score-Methode (unterschiedliche Teilflächengrößen).

Flächen-Methoden (1,3,4) und Punkt-Methoden (2) sind qualitativ strikt zu trennen, da beide zwar Frequenzwerte liefern, aber die Datenqualität und ihre Interpretierbarkeit untereinander nicht vergleichbar sind.

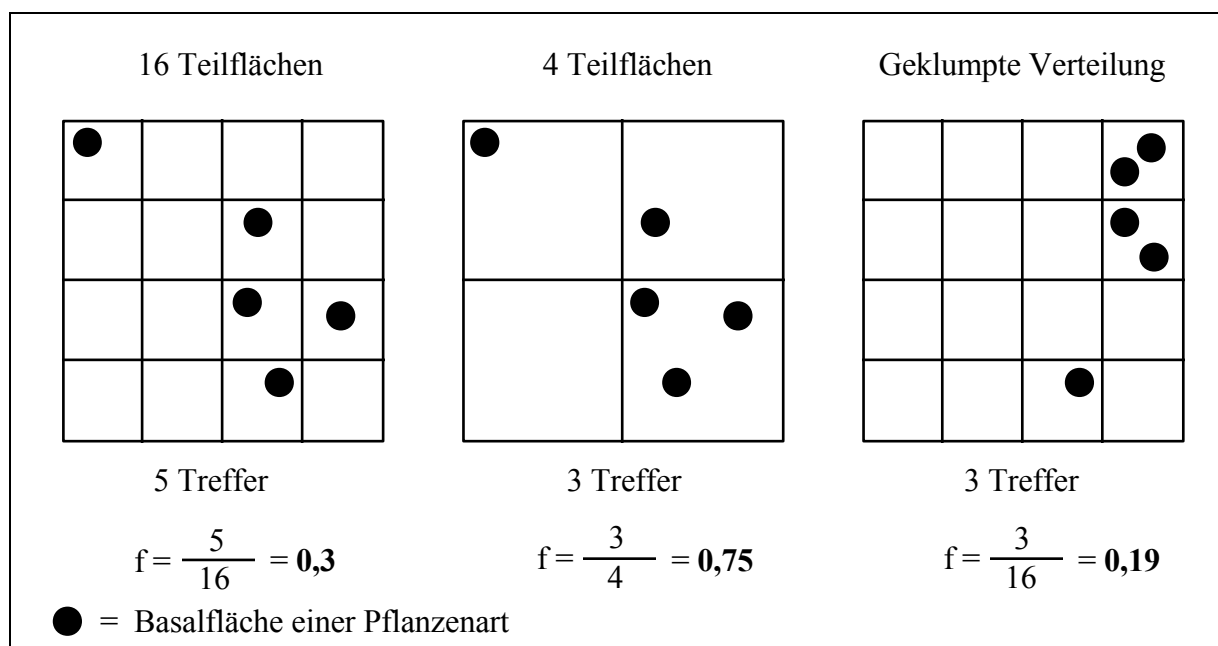


Abb. 48: Aufgrund unterschiedlich großer Teilflächen und der Vegetationsverteilung ergeben sich unterschiedliche Frequenzen.

4.18.1 Frequenzbestimmung nach Raunkiaer (subplot-frequency)

Eine Dauerfläche wird in regelmäßige Untereinheiten (subplots) unterteilt, und die presence-absence-Daten (Art vorhanden oder nicht) werden für jede Art erhoben. Kommt eine Art in 10 von 100 Teilflächen vor, so erhält sie die Frequenz 0,1. Die Frequenzbestimmung auf Unterflächen ist die objektivste Datenerhebung, das heißt, bei Wiederholungen erhält man annähernd die gleichen Ergebnisse (KENT & COCKER, 1992).

Für ein zufälliges Design werden die einzelnen Teilflächen nach Zufall in dem Untersuchungsgebiet verteilt und nicht in einer Dauerfläche aneinandergehängt. Die Frequenzmessung mittels Flächen liefert keinen absoluten Parameter, das heißt, daß sich der Frequenzwert mit Veränderung der Flächengröße ebenfalls verändert (siehe Abb. 48). Die Werte, die auf der gleichen Fläche mit unterschiedlichen Flächengrößen erhoben wurden, sind daher nicht vergleichbar. Bei Vergrößerung der Teilflächen steigt die Frequenz von selteneren Arten. Je geklumpter eine Art auftritt, umso niedrigere Frequenzen besitzt sie (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Zusätzlich ist die Frequenz von Pflanzengröße und Vegetationsmuster abhängig (KENT & COCKER, 1992).

Die Frequenz mittels Flächenerhebung kann nur mit der Artmächtigkeit in Verbindung gebracht werden, wenn Pflanzenarten regelmäßig oder zufällig verteilt wären (GREIG-SMITH, 1964).

BRAKENHIELM & QUINGHONG (1995) haben sowohl die Frequenzuntersuchung mit Teilflächen (subplot frequency) und die Punkt-Quadrat-Methode (point frequency) auf Genauigkeit untersucht und der visuellen Deckungsschätzung gegenübergestellt (siehe Abb. 49 und Kapitel 4.15.1.3.2).

Die Frequenzuntersuchung schneidet in bezug auf Wiederholbarkeit und Erfassung der Arten sehr gut ab. Die Korrelation von Frequenz und Deckung ist aber sehr gering. Die Frequenzmessung ist mit anderen Untersuchungsmethoden nicht kompatibel.

MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) empfehlen die Frequenzbestimmung für artenarme nordische und alpine Lebensräume.

4.18.1.1 Kritikpunkte am Frequenzparameter

Die Frequenz kann nie optimal für alle Arten einer komplexen Pflanzengemeinschaft erhoben werden. Wenn die Teilflächengröße auf die Verteilungsmuster einzelner Arten abgestimmt wird, werden andere Arten qualitativ schlechter erfaßt.

Bei vielen großen Flächen (Frequenzkartierung) wird das Untersuchungsgebiet durch Tritte belastet. Aus diesem Grund sollten empfindlichere Aufnahmeverfahren vorher durchgeführt werden (GLANZ, 1986).

STAMPFLI (1991) postuliert, daß Frequenzmethoden für Wiesen nicht besonders praktikabel seien, eine Bemerkung, die wahrscheinlich zu drastisch formuliert wurde.

Zusammenfassend ist die Frequenz ein sehr objektiv zu ermittelnder Parameter, aber die Erhebungsmethoden sind zeitaufwendig, und die Interpretation der Ergebnisse ist schwierig.

4.18.1.2 Regeln zur Wahl der richtigen Flächengröße

Es gibt zwei grundsätzliche Prinzipien für Auswahl der Flächengröße.

- 1) Große Teilflächen, die sich am Minimumareal der Vegetationstypen orientieren und als Ergebnis eine repräsentative Artenzusammensetzung liefern (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974 nach RICE & KELTING, 1955). Werden ausgedehnte Bereiche mit großen Teilquadraten erfaßt, spricht GLANZ (1986) von Frequenzkartierung.
- 2) Kleine Dauerquadrate, die für die quantitative Analyse der Individuen einer Art verwendet werden (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Das Anwendungsgebiet sind Sukzessionsstudien mit autökologischem Schwerpunkt.

Die Hauptkriterien für die Wahl der Flächengröße sind die Individuengröße und die Artenvielfalt. Bis zu zehn Pflanzen pro Teilfläche können gut gezählt werden. Die durchschnittliche Frequenz wichtiger Arten soll über 5 % und unter 95 % liegen, da sonst schiefe Verteilungsmuster der Daten zustandekommen (BONHAM, 1989).

Die Aussagekraft der Ergebnisse sinkt mit steigender Teilflächengröße (GLANZ, 1986), weshalb DAUBENMIRE (1986) fordert, daß nur eine einzige Art in allen Teilflächen vorkommen sollte (mit 100 % Frequenz) (GLANZ, 1986).

Weiters empfiehlt BONHAM (1989 zitiert aus CURTIS & McINTOSH, 1950), daß die Teilfläche ein- bis zweimal so groß wie die Größe der häufigsten Art sein soll. Dadurch tritt diese Art bei zufälliger Verteilung mit 63-86 % Frequenz auf.

Allgemein wird bei detaillierten Sukzessionsstudien in krautiger Vegetation öfters eine 1 m² Dauerfläche verwendet, die in 100 Teilflächen (10 x 10 cm) unterteilt ist. Die nächste Ebene von Flächengrößen sind Teilflächen mit einer Größe von 0,5 x 0,5 m oder 1 x 1 m (GLANZ, 1986), womit bereits größere Bestände erhoben werden können. Die nächste Ebene sind dann Größen, mit denen die Frequenz in ganzen Landschaftsausschnitten ermittelt werden kann.

BONHAM (1989 zitiert aus CAIN & CASTRO, 1959) empfiehlt folgende Flächengrößen (m²) in der Tabelle 29.

Tab. 29: Teilflächengröße für die Frequenzbestimmung (BONHAM, 1989 zit. aus CAIN & CASTRO, 1959).

Moose	0,01-0,1 m ²
Krautschicht	1-2 m ²
Hochstauden und Zwergsträucher	4 m ²
Sträucher und niedrige Bäume	10 m ²
Bäume	100 m ²

4.18.2 Punkt-Quadrat-Methode (Punkt-Berühr-Methode)

Die Frequenz kann im Gegensatz zu den Flächenmethoden auch punktförmig erfaßt werden. Dazu werden mit Hilfe eines vertikalen Rahmens dünne Drähte in regelmäßigen Abständen auf die Aufnahme­fläche gesenkt und die Berührungen mit den einzelnen Pflanzen gezählt (siehe Abb. 40, Foto 11). Die Frequenz ergibt sich aus der gesamten "Stichprobe" und der Anzahl an Berührungen pro Art. Die Punkt-Quadrat-Methode ist bezüglich der Wiederholbarkeit nicht so genau wie die Frequenzbestimmung nach Raunkiaer, weil die praktische Handhabung des Aufnahme­rahmens (cover pin frame) und der Nadeln zu Ungenauigkeiten führen kann. Die Nadeln treffen bei Wiederholungsaufnahmen praktisch nie wieder genau den gleichen Punkt. In der Praxis machen vor allem Nadellänge und -durchmesser Probleme (STAMPFLI, 1991), weil ein Durchmesser von 3 mm bereits eine Fläche darstellt und nicht, wie gefordert, einen Punkt ohne Ausdehnung. Ein zu hoher Nadeldurchmesser führt zu erhöhten Frequenzwerten, und es kommt zu subjektiven Entscheidungen, ob die "zu dicke" Nadel die Pflanze berührt oder nicht (DETHIER et al., 1993). Bei Verringerung des Nadel­durchmessers leidet jedoch die Steifheit der Nadel.

Durch die Reduktion der Frequenz von der Fläche auf einen Punkt liefert die Punkt-Quadrat-Methode einen absoluten Frequenzwert. Die Frequenz ist in diesem Fall mit der Deckung korreliert (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Der große Nachteil der Methode liegt darin, daß seltene Arten nur mit enormem Untersuchungsaufwand erfaßt werden können, weil sich diese in den Zwischenräumen der Punktproben "verstecken" (DETHIER, 1993). Zum Beispiel verfehlen BRAKENHIELM & QUINGHONG (1995) in ihrer Studie 22-30 % aller Arten, das heißt, daß seltene Arten kaum erfaßt werden. Flächenmethoden hingegen erfassen alle Arten in der Dauerfläche. Der ermittelte Deckungswert aus der Punkt-Quadrat-Methode wird jedoch generell zu hoch angegeben. Der Zeitaufwand ist höher als bei der Methode nach Raunkiaer (BRAKENHIELM & QUINGHONG, 1995). Weitere Details zur Punkt-Quadrat-Methode finden Sie im Kapitel 4.16.3.4.1.

4.18.2.1 Empfohlene Anzahl der Stichprobenpunkte

Die Punktzahl, die für eine erwünschte Genauigkeit notwendig ist, hängt von der Abundanz der Arten, dem Vegetationstyp und den zu messenden Parametern ab (EVERSON et al., 1990). EVERSON et al. (1990) zitieren mehrere Beispiele, in denen 200 bis 800 Einzelpunktmessungen empfohlen werden. Für einen *Themeda*-Horstgras Bestand errechnen die Autoren 200 Punkte pro Stichprobe, um eine Veränderung der dominanten Arten mit 20 % Genauigkeit zu erkennen. Um Veränderungen bei selteneren Arten (unter 5 % Frequenz) zu erkennen, müßte die Punktzahl auf 1200 erhöht werden.

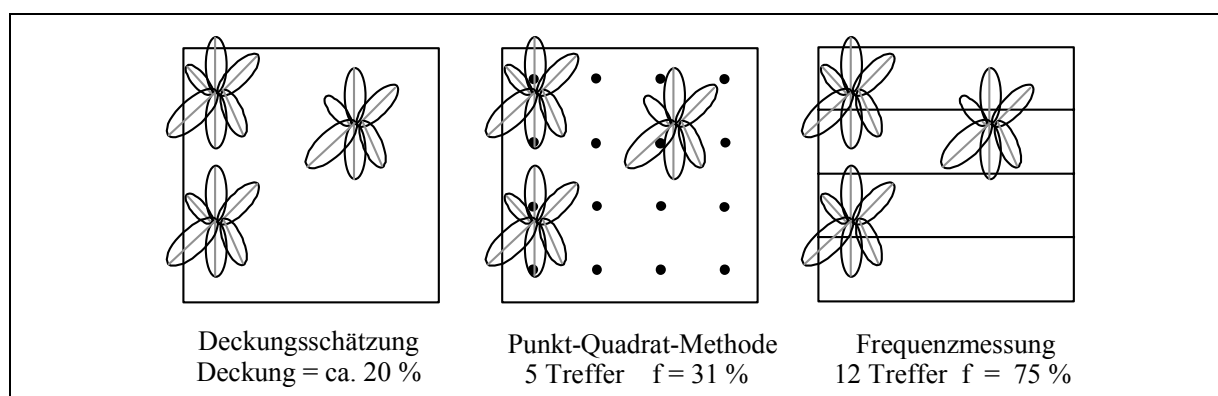


Abb. 49: Vergleich der visuellen Deckungsschätzung, der Punkt-Quadrat-Methode und der Frequenzmessung nach RAUNKIAER (nach BRAKENHIELM & QUINGHONG, 1995).

STAMPFLI (1991) empfiehlt die Punkt-Quadrat-Methode für Mähwiesen, weil hier eine Schätzung zu hohen Fehlerraten führt. Er bevorzugt dabei die Aufnahme mittels Fixpunkten gegenüber der zufälligen Probennahme. In dieser methodischen Arbeit werden auch Signifikanztests für die Punkt-Quadrat-Methode vorgestellt.

PFADENHAUER (1986) kritisiert zu Recht den hohen Arbeitsaufwand. Er gibt den Zeitaufwand als 2-3 mal höher an, als bei Schätzungen an (etwa 176 Punkte in 4-5 Stunden und von MAAS & PFADENHAUER (1994) mehrere Stunden für 100 Punkte, Schätzverfahren hingegen eine Stunde für 100 m²).

4.18.3 Frequenzmethoden mit verschiedenen großen Teilflächen (nested plots)

MORRISON et al. (1995 nach OUTHRED, 1984) haben zwei neue Frequenzmethoden, nämlich die **Frequency Score-Methode** und die **Importance Score-Methode**, sowohl im Freiland als auch mit Computersimulation getestet. Die beiden Methoden arbeiten zum Unterschied der gängigen Frequenzbestimmung mit Teilflächen unterschiedlicher Größe, die in verschachtelten Designs (nested plots) angelegt werden (siehe Abb. 10, k, l). Die Nachteile der herkömmlichen Frequenzermittlung, nämlich die Abhängigkeit von der Teilflächengröße und der räumlichen Vegetationsverteilung, sollen mit Hilfe dieser Methoden abgeschwächt werden.

4.18.3.1 Frequency Score-Methode

Bei der Frequency Score-Methode werden in jedem Quadrat alle Pflanzenarten notiert (presence/absence). Die Frequenz einer Art drückt sich dann in der Zahl der Quadrate aus, in der sie gefunden wurde, dividiert durch die Gesamtzahl der Teilflächen.

Dazu ein Beispiel:

Eine Dauerfläche besteht aus sieben verschachtelten Teilflächen. Tritt eine Art in vier Flächen auf, ergibt das die Frequenz vier, bzw. $4/7 = 0,57$.

Das Aufnahmeverfahren unterscheidet sich kaum von der Frequenzmessung nach RAUNKIAER, mit Ausnahme, daß die verschachtelten Flächen in unterschiedlicher Größe vorliegen.

4.18.3.2 Importance Score-Methode

Die Importance Score-Methode gewichtet die Teilquadrate nach ihrer Größe. Tritt eine Art im kleinsten inneren Quadrat auf, so kann angenommen werden, daß sie auch in allen größeren Flächen zu finden wäre. Die Art bekommt die höchste Frequenz (sieben oder 100 %), ohne daß sie tatsächlich in allen Quadraten gesucht werden muß. Die Aufnahme beginnt beim innersten kleinsten Quadrat (höchste Gewichtung) und wird schrittweise bis zum größten Quadrat durchgeführt (geringste Gewichtung). Nach Aufnahme des ersten Quadrats werden nur mehr die zusätzlichen Arten erfaßt, die nicht im zentralsten Quadrat vorhanden waren (siehe Abb. 10 k, l). Die Art, die erstmals im größten Quadrat dokumentiert wurde, bekommt die niedrigste Frequenz, nämlich eins (oder 14 %).

Die Frequenz ist in diesem Beispiel direkt mit der Pflanzendichte (linear zum Logarithmus) verbunden, aber nur bei Frequenzwerten zwischen 0,10 und 0,95 % (gesamte Methodenbeschreibung nach MORRISON et al., 1995).

4.18.3.3 Vorteile der beiden Techniken gegenüber üblichen Frequenzmethoden

Bei Erhöhung der Teilflächen ist Importance- und Frequency-Score besser zur Dichte korreliert als die Methode nach Raunkiaer. Weiters sind beide Methoden gegenüber räumlichen Verteilungsmustern unabhängiger. Die klassische Frequenzmethode ist stark abhängig von der Größe der verwendeten Teilflächen, die immer nur für wenige Arten optimal gestaltet werden kann. Importance score und Frequency score lösen dieses Problem durch die unterschiedlichen Teilflächengrößen. Speziell die Importance Score-Methode erfordert in etwa den gleichen Zeitaufwand (pro Teilquadrat) wie die klassische Frequenzmethode, deckt aber eine viel größere Untersuchungsfläche ab und kann seltene Arten besser erfassen. Das macht diese Methode kosteneffizienter.

Die Frequency Score-Methode erfordert höheren Zeitaufwand, kann jedoch sehr feine Veränderungen registrieren. Daher wird sie für artenarme Gesellschaften empfohlen, in denen feine Veränderungen noch kostengünstig aufgezeigt werden können.

Als einziger Nachteil wird für beide Methoden eine etwas schlechtere Reproduzierbarkeit nachgewiesen, weil die exakte Lage des zentralen Quadrates entscheidend ist. Dieser geringe Nachteil wird jedoch durch die Summe der Vorteile wettgemacht (MORRISON et al., 1995).

4.19 Deskriptive Dokumentation von Parametern

Nachdem bisher quantitative und semi-quantitative Erhebungen im Vordergrund gestanden sind, soll auf die Effektivität von deskriptiv erhobenen Parametern hingewiesen werden. Es werden reine Nominaldaten produziert, die einen Standortsfaktor rein qualitativ ausdrücken (Bsp.: Bodentyp). Arithmetische Grundoperationen sind nicht erlaubt (WILDI, 1986).

Ein Beispiel wäre die Färbung von *Calluna vulgaris*-Beständen, die in Schottland als Indikator für Beweidungsintensität herangezogen wird (BAYFIELD, 1996 unveröff.). Erscheint der Besenheidebestand, aus einiger Entfernung betrachtet, gräulich, dann weist das auf hohe Beweidungsintensität hin. Die Entfernung der Blätter, Blüten und jungen Sprosse läßt die grauen holzigen Teile verstärkt farblich wirksam werden. Das farbliche Beurteilungssystem liegt als Bestimmungsschlüssel vor. Eine dunkelrot-braune Färbung weist auf mittlere und eine braun-grüne Farbe auf geringen Weideeinfluß hin. Sind die Pflanzen nach einem Regenfall feucht, so wird die veränderte Färbung berücksichtigt (dunkelgrau bis schwarz anstelle von grau). Auch für das Abbrennen der Heide, ebenfalls in Kombination mit Beweidung, liegt ein Farbindikationssystem vor.

Auch wenn Nominaldaten erhoben werden (grau, rot, braun), werden die Farben in diesem Beispiel interpretativ zu Ordinaldaten transformiert (leichte, mittelstarke, hohe Beweidung), die in einer Rangordnung gewertet werden können.

Deskriptive Beschreibung von Parametern eignet sich als Ergänzung zu quantitativen Daten, weil diese auch für größere Flächen rasch erhoben werden können und oft hohen Indikatorwert besitzen. Die Schwächen von deskriptiv erhobenen Parametern liegen in den Zuordnungsschwierigkeiten, wenn die Abgrenzung nicht streng genug definiert wurde (Bestimmungsschlüssel, Handbuch). Es bleibt aber meist eine große subjektive Beurteilungskomponente erhalten.

4.20 Fotomonitoring

Fotomonitoring zählt zu den kostengünstigen Monitoringmethoden. Periodisch werden standardisierte Fotografien des Untersuchungsgebietes oder der Dauerflächen angefertigt. Fotografien liefern objektive Information und können später auf zusätzliche Informationen hin ausgewertet werden, die im ursprünglichen Erhebungsprogramm nicht gesammelt wurden. Ausgewertet wird deskriptiv, planimetrisch oder mittels Bildanalyseverfahren. Im Methodenteil finden sich immer wieder detaillierte Anwendungsbeispiele für fototechnische Methoden, die in Monitoringprojekten angewendet werden (siehe Kapitel 4.26 (Fernerkundung), Kapitel 4.15.6.1 (Deckungsermittlung), Kapitel 4.16.3.6.1).

JONES (1994) definiert Fotomonitoring sehr eng als "Fotomonitoring ist die periodische Anfertigung einer Serie von Panoramafotos von einem markierten Standpunkt (Übersetzung)" und schließt somit Luftbild- und Detailaufnahmen in dieser Definition aus.

An dieser Stelle wird nur das ergänzende Fotomonitoring beschrieben, das zusätzlich zur Datenerhebung mit einfachen Mitteln Veränderungen festhält.

Eine Fotografie vermittelt grundlegende Veränderungen rascher und vielschichtiger als eine tabellarische Darstellung oder eine verbale Erklärung. Bilder enthalten Informationen zur Deckung, Vegetationsstruktur, -verteilung, Phänologie und Vitalität der Vegetation. Die Fotos liefern qualitative Zusatzinformation zur Datenerhebung (SCHAUMBERG, 1995), können aber viele Fragestellungen nicht beantworten (JONES, 1994). Die Visualisierung der Vegetationsdynamik anhand von Bildserien hilft jedoch oft bei der abschließenden Dateninterpretation, weil grundlegende Veränderungen bewußter wahrgenommen werden und mit den numerischen Ergebnissen verglichen und kombiniert werden können.

Wesentlich beim Fotomonitoring ist der Maßstab, der auch die Auflösung beeinflusst. Es können Details (10 x 10 cm plots) fotografiert werden (Foto 12), oder aber mittels Satelliten Flächen in Größe von Quadratkilometern. Sollen Pflanzenarten noch erkannt werden, so sollte die fotografierte Fläche kleiner als 0,25 m² sein. Darüber hinaus können nur mehr größere Pflanzenarten angesprochen werden. Die Fotografie zeigt dann hauptsächlich strukturelle Vegetationsaspekte. Bei Landschaftsfotografien sind nur mehr Vegetationstypen und Vegetationsgrenzen sichtbar.

Es sollte bedacht werden, daß wahllos angefertigte Fotos von Dauerflächen und ihrer Umgebung relativ wertlos sind. Fotomonitoring muß nach standardisierten Richtlinien erfolgen, damit eine optische Vergleichbarkeit gegeben ist. Dazu benötigt man fix vermarkte Fotostandpunkte, eine Aufnahmerichtung und einen standardisierten Bildausschnitt.

Fotostandpunkte können entweder fix vermarkt werden, oder sie befinden sich in einer definierten Entfernung und Richtung zu den Dauerflächen. Die Richtung sollte nicht nur mit dem Kompaß gemessen, sondern primär durch Anvisieren eines auffälligen Geländepunktes festgelegt werden (Baumbasis, Dauerflächenmitte). Das Anvisieren kann mit Autofokus-Meßfeldern oder mit Gittermattscheiben, die in den optischen Gang eingebracht werden, ausreichend genau bewerkstelligt werden. Für jeden Fotostandort sollte eine eigene Skizze angefertigt werden, worin der Bildausschnitt, die Lage des Fotostandes und die anvisierten Gegenstände eingetragen sind. Das Datum und die Flächennummer kann auf einer kleinen Schreiftafel mit Kreide am Bildrand gezeigt werden und ist dann am Foto zu sehen. Händische Fotolisten werden in der Praxis oft unvollständig geführt. Im Fototeil (Fotos 1-9) sind angewandte Beispiele für Fotomonitoring abgebildet.

Ein Beispiel einer standardisierten Richtlinie für die Fotografie von 2 x 2 m Dauerquadraten lautet:

Schrägaufnahme

Standpunkt: 3 m nördlich vom Dauerflächenzentrum, Fotografie aus Augenhöhe (165 cm)

Brennweite: 35 mm

Richtung: Mittleres Autofokusfeld visiert Dauerflächenmitte an.

Fotofrequenz: zur Zeit der Dauerflächenaufnahme (Mai), fakultativ im September.

Vertikale Detailaufnahme

Die Kamera wird senkrecht über die Mitte der Schätzfläche eins (1 x 1 m) gehalten, Höhe ca. 150 cm

Brennweite: 28 mm

Richtung: Mittleres Autofokusfeld visiert Dauerflächenmitte an.

Fotofrequenz: zur Zeit der Dauerflächenaufnahme (Mai), fakultativ im September.

Häufige Motive für ein ergänzendes Fotomonitoring sind

Vertikalaufnahmen der Dauerflächen

Schrägaufnahmen der Dauerflächen

Schrägaufnahmen von Vegetationstypen

Schrägaufnahmen von Managementgrenzen

Übersichtsaufnahmen des Untersuchungsgebietes.

Vertikalaufnahmen geben ein Bild der Vegetationsdeckung, Schrägaufnahmen der Vegetationsstruktur wider.

Für Detailfotografien können verschiedene Stative und eigene Gestängekonstruktionen verwendet werden, die aber allesamt im Gelände unhandlich zu transportieren sind. Vertikalaufnahmen von 2 x 2 m Dauerflächen können von einer höheren Leiter aus fotografiert werden, die über die Fläche gestellt wird.

Fotografien, die die Einbettung der Dauerfläche in die Landschaft zeigen, sollten ebenfalls von exponierten Fotopunkten gemacht werden. Dabei ist darauf zu achten, daß freie Sicht auf das Untersuchungsgebiet auch zukünftig gewährleistet bleibt und keine Bäume oder Sträucher ins Bild hineinwachsen.

Insgesamt sollte aber relativ sparsam fotografiert werden, weil sich über die Jahre viele Fotos ansammeln, die archiviert und ausgewertet werden müssen. Begleitendes Fotomonitoring erfordert Disziplin.

Technische Anforderungen

Empfohlen wird eine Spiegelreflexkamera mit einem Zoomobjektiv 28-70 mm. Zum Anvisieren von Geländepunkten sollten entweder mehrere Autofokusmeßfelder vorhanden sein, oder eine Mattscheibe mit Hilfsgitter in den optischen Gang eingelegt werden.

Filme

JONES (1994) empfiehlt die Verwendung eines 100 ASA Schwarzweiß Filmes, da die Fotos länger haltbar sind als Farbfotografien. Die digitale Bildspeicherung und die Entwicklung von Digitalkameras sind bereits so ausgereift, daß man auch bei langfristig konzipierten Archiven auf Farbfotografie nicht zu verzichten braucht. Die Filmempfindlichkeit von 100 ASA ist empfehlenswert. Es eignen sich sowohl Diapositiv- als auch Negativfilme.

Archivierung

Für größere Projekte empfiehlt sich eine Archivdatenbank, in der die Bilder rasch und gezielt abgefragt werden können.

Eine detaillierte praktische Vorgangsweise für die Anfertigung von Panoramafotos ist in JONES (1994) nachzulesen.

4.21 Methodenbewertung

Überblicksartige Methodenbewertungen sind problematisch und bieten genügend Angriffsfläche für Kritik, weil sie teilweise subjektiv durchgeführt werden und nicht konkret auf eine Anwendungssituation bezogen sind. Jede sogenannte Methode besteht ja aus vielen variablen Methodenkomponenten, die je nach Fragestellung verändert werden können. Diese Bewertung ist als grobe allgemeine Orientierung für „Neueinsteiger“ gedacht, die rasch die Stärken und Schwächen einer Methode aufzeigt.

Jede der vorgestellten Methoden hat in bestimmten Anwendungsbereichen ihre Berechtigung und verdient dadurch die Gesamtbewertung "sehr gut". Es findet ja bei den vegetationsökologischen Methoden eine Qualitätsselektion durch die Anwender statt. Wirklich untaugliche Methoden dringen nicht in breite Anwenderkreise vor.

Die Methodenbewertung soll als subjektiver Mittelwert betrachtet werden, quasi als relative Vergleichsmatrix, die die Stärken und Schwächen einer Methode aufzeigt. Primär sollte die Bewertung nur innerhalb einer Zeile gelesen und verglichen werden, also in der Form, daß z. B. die Biomasse eine hohe Datenqualität liefert, aber dafür ein gewaltiger Zeitaufwand in Kauf genommen werden muß. Die Bewertung zwischen den Methoden ist schwierig, weil es kein einheitliches Bezugssystem (konkrete Fragestellung) gibt. Eine schlüssige Bewertung kann daher nur für eine konkrete Fragestellung ausgearbeitet werden. Seriöserweise sollte eine Methode nicht als besser bezeichnet, sondern nur für eine konkrete Anwendung als besser geeignet empfohlen werden. Beispielsweise kann die Punkt-Quadrat-Methode für grundwissenschaftliche Arbeiten im Grünland zielführend sein, bei denen auf kleinen Flächen feine Veränderungen erkannt werden sollen. Für ein landesweites Frühwarnsystem in den Nationalparks ist die Methode zu zeitaufwendig und vom Beobachtungsmaßstab nicht geeignet und daher abzulehnen. Es sollte auch beachtet werden, daß jedes Bewertungskriterium eine bedeutende Spannbreite aufweist. Beispielsweise kann die schlechte Reproduzierbarkeit der Deckungsschätzung (Bewertung 4) durch Training und genaue Schätzanleitung bis zur Bewertung 2 verbessert werden.

Die Bewertungsmatrix folgt dem Schulnotensystem von 1-5 (1 = sehr gut oder wenig aufwendig, 5 = wenig geeignet). Ein detailliertes Bewertungsschema zu den verschiedenen Methoden der Vegetationsstrukturmessung ist in Kapitel 4.16.4 aufgelistet. Eine Methodenbewertung für Wuchsortkartierung, Deckungsschätzung, Punkt-Quadrat-Methode, Detail-Fotografie und Frequenzkartierung hat GLANZ (1986) durchgeführt. Die Bewertung von GLANZ (1986) weicht in manchen Fällen weit von der hier vorgestellten Beurteilung ab. Das weist nur auf den subjektiven Bewertungshintergrund hin, denn jeder Kartierer hat mit anderen Methoden schlechte Erfahrungen gesammelt.

Tab. 30: Bewertungsmatrix für Methoden zur Dauerflächenuntersuchung.

Methoden/Kriterien	Allg. Anwendbarkeit	Reproduzierbarkeit	Methodischer Fehler	Realwertabweichung	Störeffekte	Zeitaufwand	Datenqualität	Großfläch. Anwendung	Häufigkeit der Anwendung
Deckungsschätzung	1	4	4	2	1	1	3	1	1
Dichte (Zählung)	2	1	1	1	2	3	2	4	2
Line-Intercept (Deckung)	3	1	2	2	2	3	3	2	4
Point-Line (Deckung)	3	2	3	3	2	3	3	2	5
Biomasseerntung	3	1	2	1	5	5	1	5	3
Frequenzrahmen	3	1	1	4	2	3	4	2	3
Punkt-Quadrat	4	2	2	3	3	4	2	5	4
Frequency-Score	3	2	2	2	2	3	2	1	5
Important-Score	3	2	2	3	2	2	2	1	5
Point-Centered-Quarter	4	2	2	3	2	3	3	2	4
Planimetrie-Methode	4	3	2	1	2	4	1	5	4
Begl. Fotomonitoring	1	3	3	1	2	1	4	1	2

Deckungsschätzung (siehe Kap. 4.15.1),
 Dichteermittlung durch Zählung (siehe Kap. 4.14),
 Biomasseerntung (siehe Kap. 4.16.3.1),
 Line-Intercept-Methode (Deckung, siehe Kap. 4.15.2),
 Point-Line-Methode (Deckung, siehe Kap. 4.15.3),
 Point-Centered-Quarter-Methode (siehe Kap. 4.15.5),
 Frequenzrahmen nach Raunkiaer (siehe Kap. 4.18.1),
 Punkt-Quadrat-Methode (siehe Kap. 4.18.2 und 4.15.4),
 Important-Score-Methode (siehe Kap. 4.18.3.2),
 Frequency-Score-Methode (siehe Kap. 4.18.3.1),
 Planimetrie-Methoden (siehe Kap. 4.15.6),
 Begl. Fotomonitoring (siehe Kap. 4.20).

4.21.1 Beschreibung der Bewertungskriterien

4.21.1.1 Allgemeine Anwendbarkeit

Die Methode soll für verschiedenste Fragestellungen und Vegetationstypen in gleicher Weise anwendbar sein (nach GLANZ, 1986), also für Wälder genauso wie für Annuellenfluren. Beispielsweise ist die Line-Intercept-Methode nur für offene Vegetationstypen geeignet, bekommt also eine schlechtere Bewertung in Bezug auf die allgemeine Anwendung.

4.21.1.2 Reproduzierbarkeit

Die Reproduzierbarkeit ist die Vergleichbarkeit der Daten für den Fall, daß verschiedene Bearbeiter die gleiche Methode anwenden. Dieser Punkt beinhaltet auch den Grad der Objektivität, weil vor allem die Möglichkeit der subjektiven Entscheidung zu verschiedenen Ergebnissen zwischen den Bearbeitern führt.

4.21.1.3 Methodischer Fehler

Der methodische Fehler bedeutet, daß auch ohne subjektive Beeinflussung, bei unmittelbar aufeinanderfolgenden Aufnahmen nicht das gleiche Ergebnis erzielt wird. Ein Windstoß kann die Blattposition so verändern, daß die Punkt-Quadrat-Methode abweichende Ergebnisse erzielt.

4.21.1.4 Realwertabweichung

Die Realwertabweichung ist die Abweichung des Meß- oder Schätzwertes vom tatsächlichen Realwert (Bsp.: Ein Schätzwert der Deckung beträgt 20 %, der Realwert beträgt jedoch 25 %, die Abweichung vom Realwert ist dann 5 %).

Die Abweichung vom Realwert betrifft vor allem semiquantitative Verfahren (Deckungsschätzungen), bei denen geschätzt oder ein Parameter indirekt gemessen wird (Line-Intercept-Methode). Bei diesen Methoden kann, trotz absoluter Reproduzierbarkeit der Werte, der Meßwert vom Realwert abweichen (Bsp.: gleichmäßige Überschätzung).

Unter Genauigkeit der Methode wird meist der methodische Fehler kombiniert mit der Abweichung vom Realwert verstanden.

4.21.1.5 Störeffekte

Unter Störeffekten versteht man einerseits die störende Veränderung der Dauerfläche (Randeffekte verändern das Untersuchungsergebnis) und andererseits die Störung des umliegenden Gebietes (Zertrampeln, Störung von Brutvögeln; verändert aber nicht das Untersuchungsergebnis).

Störeffekte entstehen ganz massiv durch destruktive Methoden (Biomasseernte), durch lange Verweildauer im Gebiet und durch Zerdrücken der Vegetation. Wenn große Gebiete von wenigen Punkten aus erhoben werden, so ist der Störeffekt durch Zertrampeln gering.

4.21.1.6 Zeitaufwand

Der Zeitaufwand ist die für die Beprobung benötigte Zeit pro Flächeneinheit. Dazu zählen alle Arbeiten, um den Parameter zu erhalten, also auch das Abwägen der Biomasse und das Planimetrieren von abgezeichneten Flächen, das meist nicht im Freiland stattfindet.

4.21.1.7 Datenqualität

Die Datenqualität ist eine Kombination aus Genauigkeit der Datenerhebung und ökologischer Aussagekraft des Parameters (z. B. Frequenz hat geringere ökologische Aussagekraft als eine stratifizierte Biomasseernte). Es beinhaltet auch die Fähigkeit der Daten, eine Veränderung festzustellen (sensitivity).

4.21.1.8 Anwendbarkeit auf große Flächen

Bestimmte Methoden sind so zeitaufwendig, daß sie nur auf kleinen Dauerflächen eingesetzt werden können. Werden größere Flächen erhoben, muß die Bearbeitungsintensität (Anzahl der Probepunkte) verringert werden, was zum Versagen mancher Methoden führt. Beispielsweise erhebt dann die Punkt-Quadrat-Methode nur mehr die häufigsten Arten.

4.21.1.9 Häufigkeit der Anwendung

Die Häufigkeit der Anwendung spiegelt ein mitteleuropäisches Bild der verwendeten Methoden wider, die auf Vorträgen und in Fachpublikationen vorgestellt werden. Bis zu einem gewissen Grad ist die Anwendungshäufigkeit eine realistische Gesamtbewertung der Methoden. Oft verwendete Methoden weisen auf eine gewisse Kosteneffizienz hin, zu einem bestimmten Grad auch auf Tradition.

4.22 Methodische Mindeststandards von Dauerflächenuntersuchungen

Dauerflächen sind „**ein wissenschaftliches Erbe an die Nachwelt**“, eine Wertanlage die im Zeitverlauf nur steigen kann. Die Möglichkeit, ein Jahrzehnte alte Dauerfläche zu bearbeiten, ist unbezahlbar.

Mindeststandards definieren ein Mindestmaß an Forderungen, die eine **minimale Vergleichbarkeit** unter den Projekten gewährleisten soll. Mindeststandards sind aber kaum dazu geeignet, die wissenschaftliche Qualität eines Projektes zu messen, da die Vergleichbarkeit nichts über die Effektivität bei der Beantwortung einer Fragestellung aussagt. Bestimmte Fragestellungen lassen sich mit „unorthodoxen Methoden“ häufig am effizientesten bearbeiten, obwohl diese nicht mit gängigen Methoden vergleichbar sind. Vergleichbarkeit garantiert aber eine breitere Anwendungsmöglichkeit der Daten, der Ergebnisse und der Möglichkeit, Dauerflächenaufnahmen später zu wiederholen.

Die Einhaltung von Mindeststandards ist eine freiwillige Zusatzleistung der Projektnehmer, zusätzlich zu den eigentlichen Projektanforderungen eines Auftrags. Mindeststandards dienen eher dem öffentlichen Interesse, als der eigentlichen Projektabwicklung. Sie sollen helfen, daß Daten später leichter wiederverwendet werden können und, daß Dauerflächen zur weiteren Bearbeitung für die wissenschaftliche Nachwelt erhalten bleiben. Zu detaillierte Forderungen schränken allerdings die Kreativität bei der Problemlösung ein.

Die Forderung nach Minimalprogrammen bei Projekten wird von PFADENHAUER et al. (1986) artikuliert. Er definiert es als ein Programm, das unabhängig von der Zielsetzung oder dem Vegetationstyp vergleichbare Ergebnisse liefert. Es soll Angaben zur Lage, Form, Größe, Untergliederung der Dauerflächen geben und die Aufnahmemethoden festlegen. Zusätzlich zum Minimalprogramm können zielgerichtete Methoden für spezielle Fragestellungen verwendet werden, die nicht in allen Bereichen des Projekts durchgeführt werden müssen.

Ein Minimalprogramm und Intensivprogramm für vegetationskundliche Dauerprobestflächen wurde bereits von SCHMIDT (1974) als Ergebnis einer Tagung zum Thema "Sukzessionsforschung" publiziert. Für das Minimalprogramm wird beispielsweise die Skala nach BRAUN-BLANQUET gefordert, für das Intensivprogramm hingegen die Londo-Skala.

Es wird in der folgenden Auflistung ein Mindeststandard für österreichische Dauerflächenuntersuchungen festgelegt. Wie schon erwähnt, ist die Einhaltung eine freiwillige Zusatzleistung zugunsten der wissenschaftlichen Nachwelt. Behörden, die längerfristige öffentliche Interessen vertreten, sollten die Einhaltung der Minimumstandards, bei der Projektvergabe einfordern.

Tab. 31: Mindeststandard für Dauerflächenuntersuchungen.

MINDESTSTANDARD FÜR DAUERFLÄCHENUNTERSUCHUNGEN		
	Forderung	Zusätzliche Empfehlung
Untersuchungs-Parameter	Deckungswerte, Gesamtartenliste	Dichte für Zielarten
Aufnahmemethoden	Deckungsschätzung aller Arten, standardisierte fotografische Dokumentation der Dauerflächen und des Untersuchungsgebietes	Zählung der Zielarten
Schätzskala	Eine Skala, die feiner abgestuft ist, als die Braun-Blanquet-Skala.	Prozentskala mit Vermeidung der gängigen Deckungsklassengrenzen (siehe Tab. 23)
Flächen	Dauerflächen mit Unterteilungen in Schätzflächen oder Stichproben mit räumlichen Replikationen	
Dauerflächengröße		An Fragestellung angepaßt. Eine Dauerfläche oder die Gesamtheit der einzelnen Stichprobenelemente soll etwa die Größe des Minimumareals des Vegetationstyps besitzen.
Schätzflächengröße		Siehe Tab. 7
Flächenform	Quadrat, Rechteck oder Kreis	
Untersuchungsdesign		Auch transektförmige Anordnung, Stichproben
Stichprobenplatzierung		Bei kleinem Untersuchungsgebiet subjektiv, sonst systematische oder zufällig
Samplingstrategie		Stratifiziert zufällig oder stratifiziert systematisch, bei kleinen Untersuchungsflächen auch subjektiv.
Randeffekte in den Dauerflächen	Randeffekte dürfen die Dauerfläche auch über Jahre nur minimal verändern	
Störung des Untersuchungsgebiets	Ein Naturschutzinteresse soll durch die Untersuchung nicht beeinträchtigt werden	
Aufnahmezeitpunkt		Nicht zu Beginn der Vegetationsperiode
Aufnahmefrequenz	In den ersten drei Jahren jährlich (Ausnahme Wald), danach an Lebensformen orientiert siehe Tab.12. Frühwarnsysteme werden (mit Ausnahme vom Wald) jährlich oder zweijährlich erhoben.	

MINDESTSTANDARD FÜR DAUERFLÄCHENUNTERSUCHUNGEN		
	Forderung	Zusätzliche Empfehlung
Vermarkung und Dokumentation der Dauerflächenlage	Redundante, unterirdische Markierung aller Eckpunkte, die für Metall- oder Magnetdetektor auffindbar ist und durch eine oberflächliche Bodenbearbeitung nicht beeinträchtigt wird. Der Verlust einer Markierung darf nicht zu einem Flächenverlust führen. Die Markierung muß nach 50 Jahren für Dritte wieder auffindbar sein. Zusätzlich Hand-skizze mit Entfernungs- und Winkelmessungen und Eintrag der Dauerflächen in die ÖK 50.000.	Einzeichnen der Dauerfläche in Luftbilder (mind. 1:10.000), zentimetergenaue Tachymeterverortung. Die genaue Lagebeschreibung, Karten, Skizzen, Vermessungsdaten, die das Auffinden der Flächen ermöglichen, werden entweder im Bericht als Anhang allgemein zugänglich gemacht, oder dem Auftraggeber zur Verwaltung übergeben. Sie können ebenfalls den Universitäten zur Verfügung gestellt werden.
Auswertung		Ordinationsverfahren
Datenverwaltung	digital	Datenbank

Minimumempfehlungen für Monitoring werden etwa auch für das europäische Schutzgebietsnetz "Natura 2000" von WIND & STOLTZE (1995) formuliert. Allerdings sind die Empfehlungen generell gehalten. Es sollen beispielsweise nur gängige Methoden wie Flächenmethoden, Punktmethoden, Zählmethoden und Transektmethoden verwendet werden.

4.23 Datenanalyse

Die Datenanalyse und die Dateninterpretation sollten im Optimalfall folgende Bereiche abdecken (siehe Abb. 50).

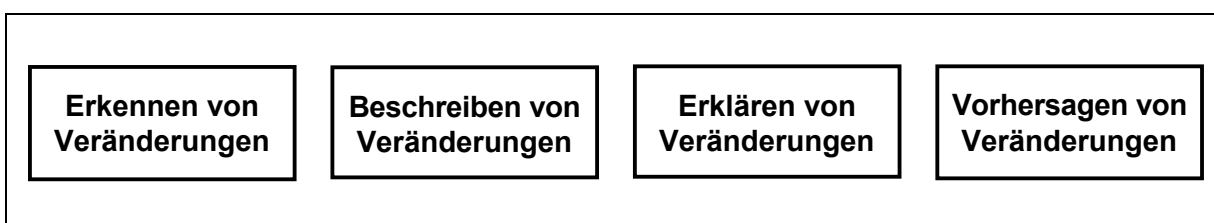


Abb. 50: Vier Elemente der Datenanalyse.

Mathematisch-statistische Analysemethoden, auch für biologische Anwender, füllen bereits dicke Lehrbücher, z. B. HAINING, 1990, JONGMANN et al., 1987, PATIL & RAO, 1993, WILDI, 1986. In diesem Kapitel werden nur bestimmte Auswerteverfahren aufgezeigt, die speziell für Dauerflächenuntersuchungen und Zeitreihen zielführende Verwendung finden.

Das Spektrum der Datenanalysen reicht von einfachen Vergleichen einzelner Parameter bis hin zu multivariaten Methoden.

Sehr wichtig ist die Überlegung, daß es keinen analytischen Unterschied macht, ob ein Quadrat über mehrere Jahre, oder mehrere, räumlich getrennte Quadrate zum gleichen Zeitpunkt untersucht werden.

Die Zeit kann als Sonderfall des Standortfaktors angesehen werden (WILDI, 1986).

Für die Auswertung soll sowohl die räumliche Varianz zwischen verschiedenen Quadraten als auch die zeitliche Varianz herangezogen werden (LONDO, 1975). Vergleicht man einen homogenen Vegetationstyp mittels Dauerquadrat über zwei Aufnahmezeitpunkte, so wird nur die α -Diversität betrachtet, also die Diversität der Artenzusammensetzung innerhalb einer homogenen Pflanzengesellschaft. Die β -Diversität hingegen wird als der "Grad der Veränderung in der Artenzusammensetzung einer Pflanzengesellschaft entlang eines Gradienten" definiert (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974 zitiert aus WHITTAKER, 1970). Die β -Diversität kann nur erfaßt werden, wenn mehrere Dauerflächen (Replikationen) auf ihre räumliche Varianz untersucht werden. Gut eignen sich dafür Transekte, die entlang von Umweltgradienten verlaufen (LONDO, 1975). Es können jedoch alle Designs mit räumlichen Replikationen verwendet werden. Die Veränderung der räumlichen Varianz in der Zeitachse bietet gute Interpretationsmöglichkeiten. Leider wird sehr oft auf die Darstellung der räumlichen Varianz verzichtet und nur jedes Dauerquadrat einzeln über Jahre in einer Zeitreihe verglichen.

HAKES (1996) unterscheidet drei Bereiche von Variationen in der Datenstruktur, die alle in der Analyse herausgearbeitet werden sollen:

- Innere Variation (Variation einer Dauerfläche in der Zeit (LONDO, 1975))
- Äußere Variation (Raum-zeitliche Homogenität von Parallelaufnahmen (Replikationen))
- Äußere Variation zwischen Varianten (Nutzung, Standort) oder Typen (Die Entwicklung von unterschiedlichen Nutzungsverhältnissen wird in Bezug zu den unbeeinflussten Referenzflächen in der Zeit dargestellt.)

Grundsätzlich muß entschieden werden, ob statistische Test angewendet werden können, oder ob nur ein explorativer Vergleich von Dauerquadraten erfolgen soll (KENT & COKER, 1992). Beim explorativen Zugang werden die Daten nach Mustern und Ordnungsmöglichkeiten abgesucht. Hierfür werden Parameter verwendet, die zwischen Dauerflächen und Referenzflächen verglichen und ökologisch interpretiert werden, ohne den Anspruch zu erheben, daß die Ergebnisse über die Grenzen der Dauerfläche hinaus gültig sind.

Statistische Tests hingegen prüfen Daten auf Unterschiedlichkeiten (KENT & COKER, 1992). Sie können nur angewendet werden, wenn genügend räumliche oder zeitliche Replikationen durchgeführt wurden, das heißt, daß genügend Dauerflächen im untersuchten Vegetationstyp angelegt sein müssen, die Rückschlüsse auf dessen Homogenität zulassen. Statistische Tests zeigen, ob eine Veränderung in der Vegetation tatsächlich stattgefunden hat, oder ob sich die beobachtete Veränderung aufgrund räumlicher Gegebenheiten oder rein zufällig ergeben hat (ROWELL, 1988). Für verschiedenartige Analysen muß unterschieden werden, ob eine zufällige, eine stratifiziert zufällige, oder eine subjektive Flächenauswahl durchgeführt wurde. Der Vorteil eines statistisch signifikanten Flächendesigns liegt darin, daß die Ergebnisse der Stichproben auf das Untersuchungsgebiet übertragbar sind.

Statistische Tests und explorative Datenanalysen schließen einander nicht aus (KENT & COKER, 1992).

VAN DER MAAREL & WERGER (1978) teilen die Analysemethoden in statische Analysen und dynamische Analysen ein.

Statische Analysen (Chronosequenzen)

Statische Analysen können durchgeführt werden, wenn unterschiedliche Entwicklungsstadien der Vegetation als räumlich getrennte Sukzessionsphasen erkannt werden. Aus dem räumlichen Nebeneinander wird indirekt auf das zeitliche Nacheinander geschlossen (WOLF et al., 1984). Beispielsweise können zum Untersuchungsthema „Verbuschung von Halbtrockenrasen“ unterschiedliche Entwicklungsstadien in Ostösterreich aufgenommen werden und durch Klassifikation quasi in einer Zeitreihe vom leicht verbuschten bis zum bewaldeten Halbtrockenrasen dargestellt werden. Auf einer Dauerfläche müßte diese Entwicklung über Jahrzehnte untersucht werden. Der Nachteil liegt allerdings in den nicht vollständig vergleichbaren Standortseigenschaften der

unterschiedlichen Stadien, weil räumlich getrennte Flächen erhoben werden. Der statische Untersuchungsansatz von Vegetationsdynamik ist wichtig für die Klärung von syndynamischen Prozessen, muß aber begrifflich von der Dauerflächenuntersuchung getrennt werden.

Dynamische Analysen (Dauerflächenuntersuchungen)

Dynamische Analysen beziehen sich auf Daten, die im zeitlichen Hintereinander erhoben werden. Darunter fallen die Dauerflächenuntersuchungen.

4.23.1 Multivariate Analysen

Multivariate Analysen speziell für die Betrachtung von Pflanzenbeständen helfen, die Vielzahl an erhobenen Parametern in relativ einfachen Diagrammen darzustellen (ROWELL, 1988) und dadurch erst zu überblicken. MAZZOLENI et al. (1991) vergleichen die klassische pflanzensoziologische Analyse, drei Ordinationsverfahren (PCA, DCA, BCO) und drei Klassifikationsverfahren (Cluster Analyse, Indicator Species Analysis, TWINSpan) für Sukzessionserhebungen. Die klassische pflanzensoziologische Analyse charakterisierte die verschiedenen Vegetationstypen gut, versagte aber bei der Beschreibung der Übergangsformen. Die Ordinationsmethoden können die Trends gut widerspiegeln. Die größte Aussagekraft wurde aber durch gemeinsame Verwendung von Klassifikation und Ordination erreicht.

Eine umfangreiche, kommentierte Literaturzusammenstellung der „Ordinationsmethoden zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur“ gibt HAKES (1996).

4.23.1.1 Klassifikation

Die alleinige Verwendung der Klassifikation ist für Dauerflächenuntersuchungen nur bedingt geeignet und zeigt im Wesentlichen, ob sich die Artengarnitur der Aufnahmeflächen so stark verändert, daß sie einer neuen synsystematischen Kategorie zugeordnet werden kann. Die Zweidimensionalität der Vegetationstabelle gibt dreidimensionale Datenstrukturen kaum wider (HAKES, 1996), was jedoch den Vorteil der Vereinfachung hat.

4.23.1.2 Beispiel einer Ordination

Ordinationsverfahren können für die Darstellung mehrerer Flächen von unterschiedlichen Standorten (Abb. 51 A) als auch für die Beschreibung einer Fläche zu verschiedenen Zeitpunkten (Abb. 51 B) herangezogen werden (ROWELL, 1988) und eignen sich daher grundsätzlich für Zeitreihenanalysen, wenn genügend Beobachtungszeitpunkte vorliegen (MAAS & PFADENHAUER, 1994).

Im Diagrammteil B wird durch die Richtung von Parallelaufnahmen ein gerichteter zeitlicher Trend sichtbar.

Oft zeigen beide Hauptachsen eine zeitliche Abfolge und zusätzlich einen wichtigen ökologischen Gradienten auf einen Blick. Dadurch kann ein Raum-Zeit-Gefüge dargestellt werden (VAN DER MAAREL & WERGER, 1978). Die unterschiedlichen Methoden der Ordination werden hier nicht näher behandelt, obwohl betont werden soll, daß die Ordination das aussagekräftigste multivariate Analyseinstrument für Monitoringdaten ist. Als eine der vielen Einführungen in multivariate Auswerteverfahren kann JONGMANN et al. (1987) empfohlen werden.

Multivariate direkte Gradientenanalyse wird als kanonische Ordination bezeichnet und findet z. B. in dem Programmpaket CANOCO (TER BRAAK, 1987) Anwendung, um über den deskriptiven Ansatz hinaus auch Hypothesenbildung und -prüfung durchzuführen (HAKES, 1996). Indirekte Ordinationsverfahren (Bsp.: Cluster-Analysen) gelten als weniger effektiv als direkte Ordinationsverfahren.

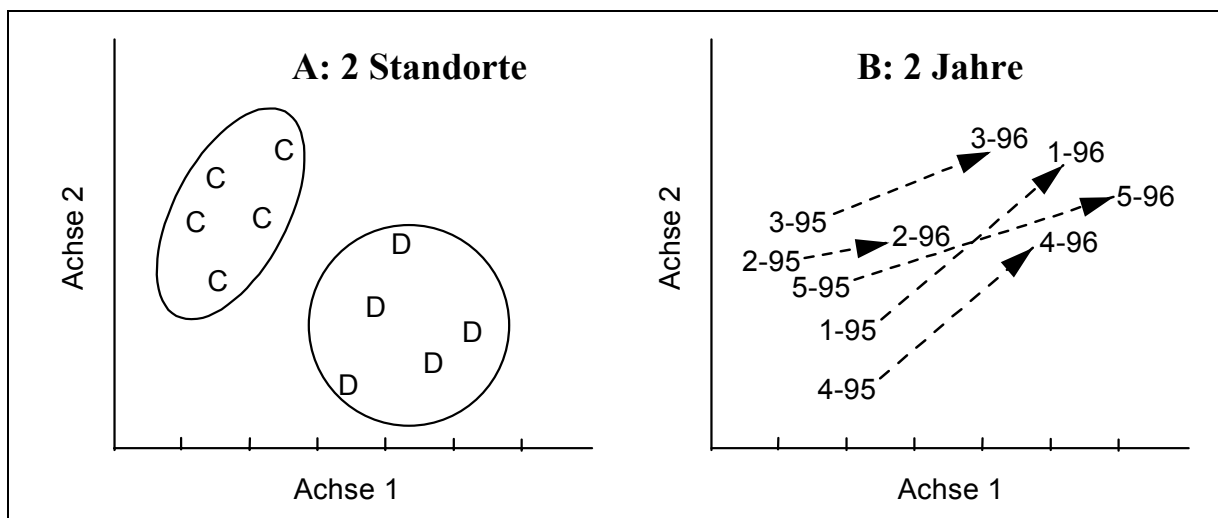


Abb. 51: Diagramm A: Ordinationsdiagramm für die Darstellung von unterschiedlichen Flächen von den beiden Standorten C und D;
Diagramm B: Markierte Flächen werden über zwei Jahre (1995-1996) betrachtet = Dauerflächenuntersuchung (nach ROWELL, 1988).

Ein praktisches Beispiel für multivariate Analyse beschreibt WHITTAKER (1989) anhand von Vegetationsdaten eines norwegischen Gletschervorfeldes, wo zusätzlich zwölf Umweltparameter ordinal erhoben wurden. WHITTAKER (1989) geht bei der Auswertung in drei Stufen vor:

- Die Vegetationsdaten durchlaufen eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) und werden in vier Ordinationsachsen dargestellt.
- Die Umweltvariablen und die DCA-Ergebnisse der Vegetationsdaten werden in eine Korrelationsmatrix eingebracht.
- Die Korrelationskoeffizienten liefern in einer NMDS-Ordination (Non-Metric Multidimensional Scaling) eine zweidimensionale Lösung.

4.23.1.3 Markov Reihen

Ein Markov Prozeß kann als Prozeß bezeichnet werden, dessen Zustand zu einem bestimmten Zeitpunkt von einem vorhergehenden Zustand abgeleitet werden kann (USHER, 1992). Wenn eine Art, von einer anderen Art zurückgedrängt wird, dann läßt sich dieser Vorgang in Übergangswahrscheinlichkeiten ausdrücken. Alle Übergangswahrscheinlichkeiten zu einem Zeitpunkt werden in einer Übergangsmatrix festgehalten (WAGNER & WILDI, 1997). Markov Reihen erlauben Modellierung und Vorhersagen von Veränderungen, allerdings gibt es mehrere Anwendungsgrenzen:

- Räumliche Veränderungen werden nicht erfaßt.
- Das Verschwinden von Arten oder Populationen kann vorausgesagt werden, aber nicht die Einwanderung von neuen Arten.
- Der größte Vorteil der Methode ist die Möglichkeit von Prognosenerstellung, wobei gerade diese am stärksten irrtumsanfällig ist.

Detaillierte Arbeiten zu Markov Reihen wurden von USHER (1981, 1992), ORLÓCI et al. (1993) und WAGNER & WILDI (1997) verfaßt.

Weitere Möglichkeiten, um prädiktive Modelle zu erstellen, bieten die Regressionsmodelle (WILDI, 1986).

4.23.2 Deskriptive Auswerteformen mittels attributiver Parameter und Koeffizienten

Da mittels Monitoring zeitliche Veränderungen in der Vegetation erfaßt werden können, basieren die Auswertungen auf einem Vergleich der Ähnlichkeiten oder Unähnlichkeiten von Artenspektren in Zeitreihen (KENT & COKER, 1992).

4.23.2.1 Darstellung der relativen Veränderung mittels Indexwerten (ROWELL, 1988)

Der relative Veränderungsindex steht für die prozentuelle Veränderung der Vegetation eines Zeitpunktes relativ zum Ausgangszustand. Das folgende Beispiel zeigt die jährlich erhobenen durchschnittlichen Deckungswerte eines Dauerquadrates von, 1985-1996.

Tab. 32: Berechnung der relativen Veränderungen (Index) anhand von mittleren Deckungswerten der Arten einer Fläche (nach ROWELL, 1988).

Jahr	Mittlere Deckung (%)	Index	Semi-Index	3-jähriger Durchschnitt
1985	22	100	99	
1986	27	123		96
1987	15	68		91
1988	18	82		83
1989	22	100		99
1990	25	114		124
1991	35	159	102	121
1992	20	91		114
1993	20	91		86
1994	17	77		91
1995	23	105		99
1996	25	114		

In der dritten Spalte (Index) werden die Indexwerte dargestellt, wobei dem Ausgangszustand (1985) immer der Indexwert 100 zugeteilt wird. Die Veränderungen werden als relative Abweichung vom Ausgangszustand dargestellt. Zusätzlich sind die Indexmittelwerte von jeweils drei Beobachtungsjahren angegeben und die Semi-Indexwerte (semi-averages), die sich immer auf die Hälfte der Beobachtungsjahre (hier jeweils sechs) beziehen. Werden nun die Indexwerte in einem Liniendiagramm dargestellt, so erhält man eine jährlich schwankende Kurve. Stellt man nicht die jährlichen Indexwerte, sondern nur mehr die dreijährigen Indexmittelwerte dar, wird die Kurve zusehends ausgeglichener. Wenn schließlich die beiden Semi-Indexwerte verbunden werden, entsteht eine lineare Trendlinie.

4.23.2.2 Darstellung linearer Trends mittels semi-averages (Semi-Indexwerte) und least square lines (ROWELL, 1988)

Die Darstellung eines linearen Trends zeigt die langjährige Veränderungsrichtung der Vegetation, ohne die störenden jährlichen Schwankungen zu berücksichtigen. Die einfachste Methode verwendet die beiden Semi-Indexwerte (siehe Tab. 32, Sp. 4) und verbindet diese mit einer geraden Trendlinie.

Die Berechnung der linearen Trendlinie kann auch mittels „least square lines“ durchgeführt werden (nach ROWELL, 1988).

Die Trendlinie wird durch die Formel

$$y = mx + c$$

angegeben.

x = x-Achsen-Wert (-5 bis +5 Jahre, wenn der Nullpunkt zwischen 1990/1991 liegt)

y = y-Achsen-Wert (gemessene Deckungswerte)

m = Neigung der Trendlinie

c = Punkt, an dem die Trendlinie die y-Achse kreuzt

Nachdem der x - und y -Wert für jede Zeile der Tabelle aufgelistet werden (Tab. 33), können die Steigung (m) und der Kreuzungspunkt (c) folgendermaßen berechnet werden:

$$m = \frac{\sum (xy)}{\sum x^2} \quad c = \frac{\sum y}{n}$$

n = Anzahl der Beobachtungsjahre (das letzte Jahr wird dabei nicht berücksichtigt)

Tab. 33: Berechnung der Variablen aus Tab. 32.

Jahr	y = Mittlere Deckung	x	xy	x ²
1985	22	-5	-110	25
1986	27	-4	-108	16
1987	15	-3	-45	9
1988	18	-2	-36	4
1989	22	-1	-22	1
1990	25	0	0	0
1991	35	1	35	1
1992	20	2	40	4
1993	20	3	60	9
1994	17	4	68	16
1995	23	5	115	25
Gesamt	244		-3	110

$$m = \frac{-3}{110} = 0,027$$

$$c = \frac{244}{11} = 22,19$$

$$y = 0,027x + 22,19$$

Die Variable x (Jahr) wird für zwei beliebige Beobachtungsjahre festgelegt. In der Formel berechnet, liefert das die beiden Werte, zwischen denen die Trendlinie gezogen wird. Das ausgeführte Beispiel berücksichtigt das Jahr 1986 ($x=-5$) und 1993 ($x=3$).

$$y(1986) = 0,027 \times (-5) + 22,19 = 22,32$$

$$y(1993) = 0,027 \times 3 + 22,19 = 22,27$$

Zwischen diesen beiden y -Koordinaten wird die Trendlinie gezogen.

In gängigen Tabellen- und Kalkulationsprogrammen kann die Trendlinie bereits auf Knopfdruck im Diagramm angezeigt werden. Dabei kann etwa zwischen logarithmischem, exponentiellem, polynomischem, potentielltem oder gleitendem Durchschnitt gewählt werden.

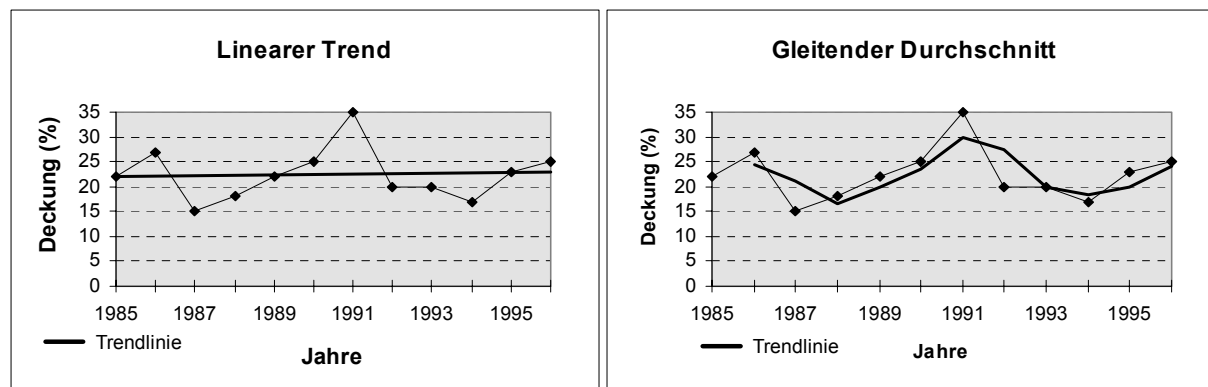


Abb. 52: Zwei verschiedene Trendtypen: Lineare Trendlinie (links), gleitender Durchschnitt (rechts).

Der gleitende Durchschnitt ist eine Technik zum Glätten der jährlichen Schwankungen (data smoothing) (ROWELL, 1988), damit zyklische Trends besser herausgearbeitet werden können, die bei der linearen Trenddarstellung nicht berücksichtigt werden.

4.23.2.3 Vergleich der Artenzahlen und der Artendynamik in Dauerflächen

Wird in den Dauerflächen eine Veränderung der Gesamtartenzahl registriert, so ist diese Veränderung stärker zu gewichten als feine Deckungsschwankungen, weil das Verschwinden oder die Neuetaablierung von Arten relativ deutlich auf ökologische Veränderungen hinweisen. In diesem Zusammenhang ist die Betrachtung der Gesamtartenzahl noch relativ aussageschwach, wenn nicht auch die Artendynamik (Vergleich der neu etablierten und der verschwundenen Arten) angegeben wird. Drei verschwundene Arten und drei neu etablierte Arten kennzeichnen einen hochdynamischen Vorgang, ergeben aber keine Veränderung in der Gesamtartenbilanz. Die Erhebung der Artenzahl ist mit wenigen methodischen Fehlerquellen verbunden.

Das folgende Beispiel (Abb. 53) zeigt einen starken Anstieg der Artenzahl von 1995 auf 1996, während die Zunahme auf 1997 nur minimal ist. Betrachtet man aber vergleichsweise die neu etablierten und die verschwundenen Arten, so sieht man, daß von 1996 auf 1997 trotz minimaler Veränderungen in der Gesamtartenzahl, eine enorme Dynamik innerhalb der Arten registriert wurde (13 Arten sind verschwunden, 12 Arten haben sich neu etabliert).

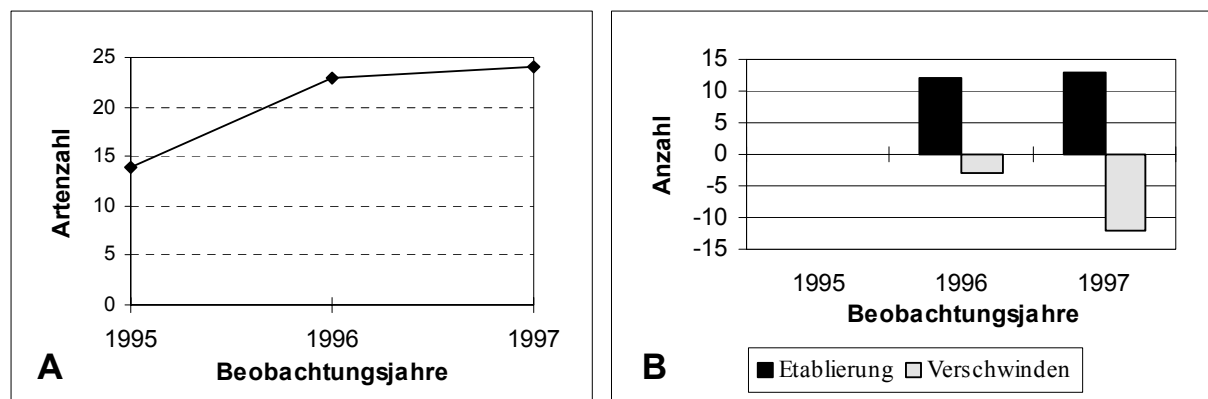


Abb. 53: A: Anstieg der Artenzahl), B: Neu etablierte und verschwundene Arten. Das Beispiel zeigt, daß trotz geringer Veränderung in der Gesamtartenzahl eine hohe Dynamik zwischen den Arten vorherrschen kann.

4.23.2.4 Der Bauwert

Der Bauwert (nach SCHMIEDEKNECHT, 1995, zitiert aus MÜLLER, 1988) ist eine Kombination aus mittlerer Deckung und Frequenz, also ein errechneter Parameter. Der Bauwert kann nur verwendet werden, wenn genügend Teilflächen (z. B. eine 1 m² Dauerfläche unterteilt in 25 Teilflächen) vorhanden sind und auch die Deckungswerte ermittelt wurden. Der Bauwert gibt den Strukturanteil der Arten gut wieder (SCHMIEDEKNECHT, 1995). Durch Einbeziehung der Frequenz wird auch die räumliche Komponente (Klumpung) berücksichtigt. Feingliedrige Annuelle, die regelmäßig auftreten, aber nur minimal decken, werden durch die hohe Frequenz aufgewertet, während seltene, aber stark deckende Individuen abgewertet werden.

Für jede Art wird die Frequenz (f) und die mittlere Deckung (mD) ermittelt.

$$mD = \frac{\sum \text{Deckungswerte einer Art}}{\text{Anzahl der Teilflächen}} \qquad \text{Bauwert (B)} = \frac{f}{mD}$$

Beispiel:

Die mittlere Deckung von *Linum catharticum* beträgt 1 % und die Frequenz 60. Das ergibt einen Bauwert von $60/1 = 60$.

Die mittlere Deckung einer Einzelpflanze von *Cichorium intybus* ist 6 % und die Frequenz 8. Das ergibt einen Bauwert von 48.

Die stärker deckende Einzelpflanze (*Cichorium*) erhält einen niedrigeren Bauwert als die zarte aber häufige Frühjahrsannuelle, obwohl sie einen höheren Deckungswert besitzt.

Der Bauwert entspricht der Mittleren Artmächtigkeitszahl (MAZ) nach FISCHER (1986).

4.23.2.5 Die Evenness

Die Evenness ist die relative Diversität und beschreibt die Dominanzstruktur im Bestand. Die Gleichverteilung der Individuenzahl oder der Deckung innerhalb eines Bestandes führt zur maximalen Evenness (FISCHER, 1986, 1993). Sind beispielsweise alle Arten einer Fläche mit gleichen Deckungswerten vorhanden, erreicht die Evenness Wert 100. Je stärker einzelne Arten dominieren, umso stärker sinkt der Index gegen Null. Die Evenness baut auf den Diversitätsindex (Shannon-Index H') auf.

$$\text{Evenness: } E' = \frac{H'}{\ln S} \times 100 \qquad \text{Diversität } H' = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \times \ln \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

S = Artenzahl

N = Summe der Mengen aller Arten

n_i = Menge (Frequenz, Deckung, usw.) der i-ten Art

ln = log mit Basis n

Anmerkung zur Formel der Evenness: Die Multiplikation mit Hundert fehlt in manchen Veröffentlichungen. In diesem Fall erreicht der höchste Wert nur Eins. Als Basis für den Logarithmus wird oft $\log_2$ oder $\log_{10}$ verwendet (KENT & COKER, 1992).

Die Diversität des Shannon-Index fällt gegen Null, wenn nur eine einzige Art vorhanden ist. Der Shannon-Index ist abhängig von der Artenzahl und steigt trotz struktureller Gleichverteilung mit steigender Artenzahl. Die Evenness hingegen bezieht sich auf das Maximum der Diversität $H'_{\max}$, wodurch die Evenness von der Artenzahl weniger abhängig wird (SCHMIEDEKNECHT, 1995).

$$E = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

4.23.2.6 Gemeinschaftsquotienten

Mittels Gemeinschaftsquotient (CC = coefficient of community) kann der Grad der Übereinstimmung zweier Datensätze dargestellt werden. Es handelt sich dabei um verschiedene Ähnlichkeits- oder Unähnlichkeitskoeffizienten. FISCHER (1993) unterscheidet zwischen:

- Arten-Ähnlichkeit (Sorensen-Index, Jaccard-Index) und
- Quantitative Ähnlichkeit (Gemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA et al., 1950).

Die Arten-Ähnlichkeit berücksichtigt nur die Artenzahlen (presence/absence), während die quantitative Ähnlichkeit auch die Deckungswerte einbezieht.

Bei Arten-Ähnlichkeit werden jene Arten, die in beiden Datensätzen vorkommen, im Verhältnis zu jenen Arten dargestellt, die nur in einem der Datensätze vorkommen (FISCHER, 1993). Dabei finden die Deckungswerte keine Berücksichtigung.

Sorensen- und Jaccard-Index unterscheiden sich nur darin, daß bei Sorensen die gemeinsam vorkommenden Arten stärker gewichtet werden (SCHMIEDEKNECHT, 1995). Daher wird der Sorensen-Index häufiger verwendet.

$$CC \text{ Jaccard} = \frac{c}{a + b + c} \times 100$$

$$CC \text{ Sorensen} = \frac{2c}{a + b + 2c} \times 100$$

a = Zahl, der nur in Datensatz A vorkommenden Arten

b = Zahl, der nur in Datensatz B vorkommenden Arten

c = Zahl, der in beiden Datensätzen gemeinsam vorkommenden Arten

Für die quantitative (prozentuelle) Ähnlichkeit (PS = percentage similarity), bei der auch die Deckungswerte berücksichtigt werden, verwenden SCHMIEDEKNECHT (1995) und FISCHER (1993) den **Gemeinschaftskoeffizienten nach MOTYKA et al. (1950)**.

$$PS_{\text{Motyka}} = \frac{2 \sum \min(a_i; b_i)}{\sum a_i + \sum b_i} \times 100$$

$\sum \min(a_i; b_i)$ = Summe aller kleineren Deckungswerte jener Arten, die in beiden Datensätzen (A und B) vorkommen

$\sum a_i$ = Gesamtdeckung im Datensatz A

$\sum b_i$ = Gesamtdeckung im Datensatz B

Diese Formel wird von KENT & COKER (1992) als **Czekanowski-Koeffizient** zur Darstellung der Ähnlichkeit vorgestellt.

SCHMIEDEKNECHT (1995) testete den **Massegemeinschaftskoeffizienten** (MG) nach ELLENBERG (1956), erzielte aber mit ihrem Datenmaterial keine zufriedenstellenden Ergebnisse.

$$MG = \frac{\left(\frac{Mc}{2}\right)}{Ma + Mb + \left(\frac{Mc}{2}\right)}$$

$Mc/2$ = Halbe Summe aller Deckungswerte der gemeinsamen Arten in Datensatz A und B

Ma = Gesamtdeckung im Datensatz A

Mb = Gesamtdeckung im Datensatz B

Dieser Koeffizient gewichtet vor allem die Deckung der Arten, die nicht gemeinsam auftreten.

KENT & COKER (1992) beschreiben den **McIntosh's Diversitäts Index** (U), der auf der Euclidischen Distanz aufbaut.

$$U = \sqrt{\sum_{i=1}^S n_i^2}$$

S = Artenzahl

n = Individuendichte oder Deckung der i-ten Art in der Probe oder dem Quadrat

Daraus kann auch ein Dominanz-Index (D) und die Evenness (E) ermittelt werden, wenn die Summe aller Deckungswerte (N) im Dauerquadrat miteinbezogen wird:

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}} \quad E = \frac{N - U}{N - N\sqrt{S}}$$

4.23.2.7 Zeitlicher Veränderungsquotient und räumlicher Differenzquotient (LONDO, 1975, 1978)

Der Veränderungsquotient (D_t) kann entweder mittels Artenzusammensetzung (D_t -flor.) oder Deckung (D_t -cov.) berechnet werden. Der Quotient sinkt mit abnehmender Veränderung. Es handelt sich um eine Umkehr der oben beschriebenen Gemeinschaftsquotienten, die die Ähnlichkeit von Datensätzen ausdrücken.

$$D_t - \text{cov.} = \frac{d_t - \text{cov.}}{a1 + a2}$$

a1 = Deckung im ersten Jahr

a2 = Deckung im zweiten Jahr

d_t -cov. = Summe der Deckungsdifferenzen aller Arten

Beispiel:

Eine Trockenwiese wird über drei Jahre beobachtet. Die Veränderung der Deckungswerte von 1995 nach 1996 sind gering, während die Veränderungen zwischen 1996 und 1997 relativ stark sind. Mit dem Veränderungsquotienten kann diese unterschiedliche Veränderung quantifiziert werden.

Tab. 34 Die Deckungswerte einer Trockenwiesenaufnahme (nach Br.-Bl.) werden über drei Jahre beobachtet.

↓ Arten/Jahr ⇒	1995	1996	1997	Dif. 95-96	Dif. 96-97
Bromus erectus	3	3	5	0	2
Arrhenatherum elatius	1	1	2	0	1
Dactylis glomerata	5	4	1	1	3
Summe = a1, a2	9	8	8		
d_t-cov.				1	6

Erklärung: Dif.95/96 = Differenz der Deckung in jeweils zwei Jahren.

$$D_t - \text{cov.} (95 / 96) = \frac{1}{9 + 8} \times 100 = 6 \quad D_t - \text{cov.} (96 / 97) = \frac{6}{8 + 8} \times 100 = 38$$

Die Veränderung von 1996 bis 1997 besitzt einen wesentlich höheren Veränderungsquotienten, als von 1995 bis 1996.

Je nach Erhebungsparameter wird der Quotient z. B. mit floristischer Veränderungsquotient ($D_{\text{f-flor.}}$) betitelt, wenn anstelle der Deckungswerte die Artenzahlen der Dauerfläche verwendet werden. Ebenso kann die Frequenz als Parameter verwendet werden ($D_{\text{f-freq.}}$).

Der zeitliche Veränderungsquotient kann auch für räumliche Beziehungen mehrerer Dauerquadrate herangezogen werden. LONDO (1975) nennt sie (räumliche) Differenzquotienten (D_{s}). Die Formeln gleichen dem zeitlichen Veränderungsquotienten. Anstatt eine Dauerfläche über zwei Jahre aufzunehmen, werden zwei Flächen zum gleichen Zeitpunkt erhoben. Im ersten Fall erhält man die Veränderungen in der Zeitachse, im zweiten Fall die Unterschiede im Raum.

Besitzt man mehrere Aufnahmezeitpunkte, kann der durchschnittliche Veränderungsquotient (D_{tm}) berechnet werden. Dazu werden die Veränderungskoeffizienten für jeweils zwei Datensätze in allen Kombinationen (alle Jahre) berechnet und daraus der Mittelwert gebildet (LONDO, 1975). Genauso kann der Differenzquotient (D_{ts}) für mehrere Flächen berechnet werden. Eine Kombination des durchschnittlichen Veränderungsquotienten (D_{tm}) und des durchschnittlichen Differenzquotienten (D_{ts}) ermöglicht die raum-zeitliche Auswertung mehrerer Dauerquadrate über mehrere Jahre. Die räumliche Varianz von Dauerflächen wird dadurch auf die Zeitachse projiziert. Ein praktisches Anwendungsbeispiel finden Sie bei LONDO (1975) erwähnt, der einen Transekt in einem Dünental angelegt und ausgewertet hat.

4.23.3 Synökologische Interpretationshilfen

Zusätzlich zur floristischen Zusammensetzung sind synökologische Daten zur Interpretation essentiell. Den Pflanzenarten werden ökologische Attribute (z. B. Lebensformen) zugewiesen, die eine ökologische Aussagekraft besitzen und unabhängig vom Untersuchungsgebiet sind. Dadurch werden nicht nur einzelne Arten verglichen, sondern Artengruppen, die sich hinsichtlich bestimmter ökologischer Parameter gleich verhalten. Es handelt sich um Indikatoreigenschaften von Pflanzen.

Dazu gehören: Lebensformen, Strategietypen, ökologische Zeigerwerte usw..

4.23.3.1 Lebensformen

Die Arten werden nach Lebensformen geordnet, wobei eine Anhäufung von einzelnen Lebensformen in bestimmten Situationen ökologische Rückschlüsse erlaubt. Kommen in einer Untersuchungsfläche etwa nur kurzlebige Annuelle vor, so weist das auf häufige Störung dieser Fläche hin.

Die Lebensformen sind in den meisten Florenwerken bei den Bestimmungsmerkmalen der Arten angegeben (ROTHMALER, 1986, ADLER et al., 1994) und gehen auf RAUNKIAER (1905) zurück.

Phanerophyten (Luftpflanzen): meist hoch oder höherwüchsige Gehölze

- Makrophanerophyten
- Nanophanerophyten

Chamaephyten (Bodennah Knospende):

Überdauerungsknospen 5-50 cm über der Bodenoberfläche

- Halbsträucher
- Zwergsträucher
- Teppichsträucher
- Polsterstauden
- Bodennahe Sukkulente

Hemikryptophyten: Überdauerungsknospen in unmittelbarer Nähe der Erdoberfläche

Pleioform-Hemikryptophyten
 Rosetten-Hemikryptophyten
 Halbrosetten- Hemikryptophyten
 Horst-Hemikryptophyten
 Kriech-Hemikryptophyten

Geophyten: Verdickte Überdauerungsorgane im Boden

Zwiebel-Geophyten
 Achsenknollen-Geophyten
 Wurzelknollen-Geophyten
 Rhizom-Geophyten

Therophyten: Einjährige

Sommerannuelle
 Winterannuelle

Hydrophyten: Wasserpflanzen**Epiphyten: Wurzeln nicht im Boden**

Aufstellung nach ADLER et al. (1994).

4.23.3.2 Strategietypen

Die Zuweisung von Strategietypen eignet sich speziell für die Interpretation auf der Ebene von Pflanzengesellschaften, wenn stärkere Veränderungen der Standortbedingungen oder der Pflegemaßnahmen erwartet werden. FRANK & KLOTZ (1990) haben das System von GRIME (1979) folgendermaßen verändert:

Tab. 35: Aufzählung der Strategietypen mit Kürzel, aus Schmiedeknecht (1995). Die drei Grundtypen (C, S, R) teilen sich in mehrere Übergangsformen auf.

C	Konkurrenzstrategen
S	Streßstrategen
R	Ruderalstrategen
CR	Konkurrenz-Ruderalstrategen
CS	Konkurrenz-Streß-Strategen
SR	Streß-Ruderal-Strategen
CSR	Konkurrenz-Streß-Ruderal-Strategen

Ruderalstrategen sind beispielsweise einjährige Wildkräuter, die in hochproduktiven und daher oft gestörten Äckern vorkommen. **Streßstrategen** kommen in Habitaten vor, in denen ein Umweltfaktor limitierend wirkt (Bsp.: Nährstoffarmut), und die Pflanzen dieses Defizit kompensieren müssen. **Konkurrenzstrategen** sind meist schnellwüchsige Arten, die an nährstoffreichen, wenig gestörten Plätzen vorkommen (BUNCE et al., 1993).

Die drei entscheidenden Faktoren, die für die Strategietypeneinteilung nach GRIME et al. (1988 zitiert nach BUNCE et al., 1993) verwendet wurden, sind Konkurrenz, Streß und Störungsregime. Die Vegetation von Dauerflächen kann in **Strategie-Diagrammen** dargestellt werden (siehe Abb. 54). Es kann dadurch das Strategietypenspektrum mehrerer Lebensräume verglichen werden. Ein Vergleich des Strategietypenspektrums in einer Zeitreihe kann eine ökologische Veränderung aufzeigen (siehe Abb. 55).

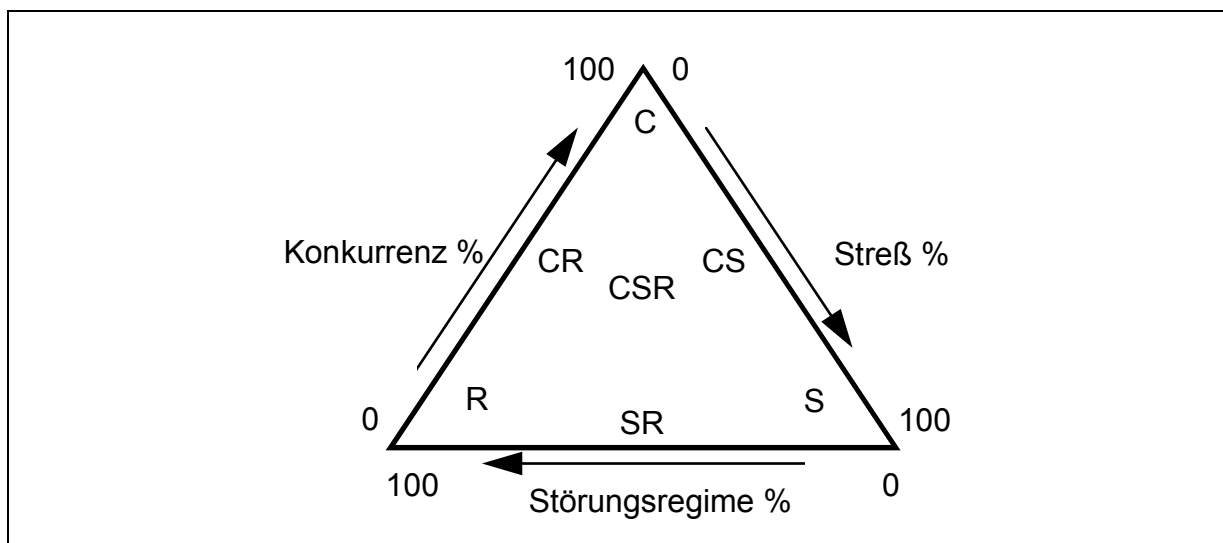


Abb. 54: Strategiediagramm nach BUNCE et al. (1993).

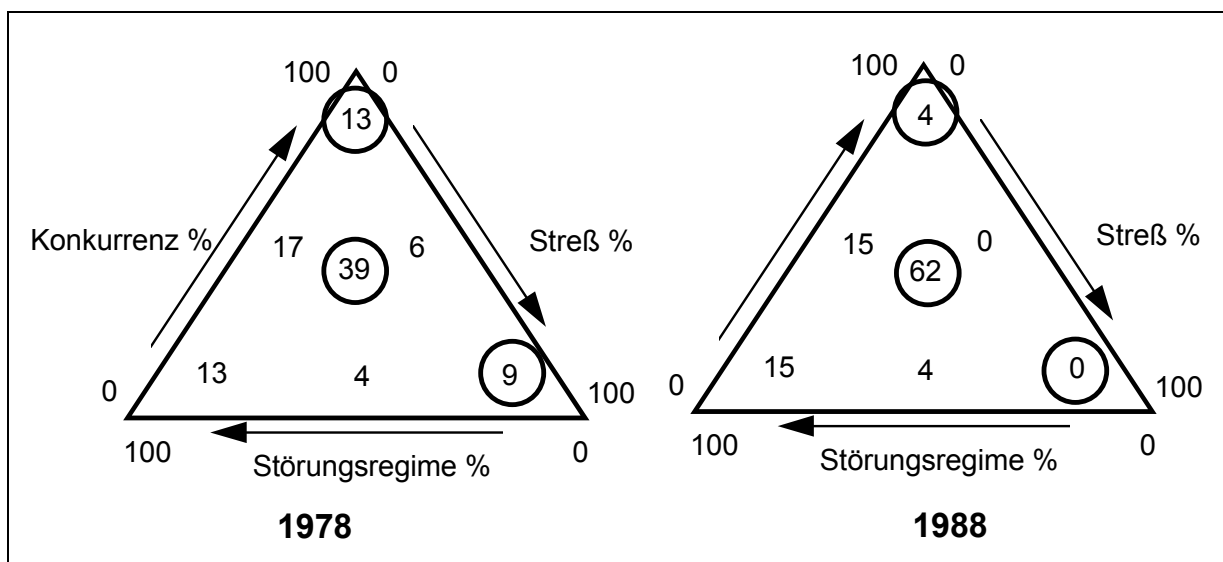


Abb. 55: Veränderungen des Strategietypenspektrums einer Dauerfläche zwischen 1978 und 1988. 1988 nehmen die Konkurrenz- und Streßstrategien zugunsten der Generalisten ab (aus BUNCE et al., 1993).

4.23.3.3 Ökologische Zeigerwerte

Die Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) (neu überarbeitet in ELLENBERG et al., 1992) werden sehr häufig zur Interpretation von Sukzessionsstudien herangezogen und stellen das am weitesten verbreitete Indikatorsystem der Vegetationsökologie dar. Das ökologische Verhalten der Arten gegenüber ausgesuchten Standortsfaktoren (Feuchtezahl, Lichtzahl usw.) wird in einer Ordinalskala wiedergegeben. Die Zeigerwertberechnung ermöglicht es, aus der floristischen Zusammensetzung von Pflanzenbeständen quantifizierbare Aussagen über bestimmte Umweltbedingungen abzuleiten (FISCHER, 1993).

Obwohl die Zeigerwerte häufig verwendet werden, wird auch vor anwendungsbedingten Problemen gewarnt. SCHMIEDEKNECHT (1995) schlägt für wenig stabile Gesellschaften nur eine qualitative Auswertung vor, wobei die Deckungswerte nicht berücksichtigt werden, sondern

nur das Vorkommen der Arten. Je nach verwendeter Systematik sind die Zeigerwerte nicht für alle Arten angegeben. Zusätzlich hinkt die Vergabe der Zeigerwerte hinter den neuesten Erkenntnissen der Systematik nach. Für die Berechnung der Zeigerwerte für ganze Datensätze werden sowohl Mittelwerte (von MÖLLER, 1987 kritisiert) als auch Medianwerte verwendet. Für die schweizer Flora wurden die Zeigerwerte von LANDOLT (1977) erarbeitet. Die Zeigerwertberechnungen können bereits automatisch mit den Computerprogrammen ECOVEG (REITER, unveröff.) und FLORA (FRANK, 1990) durchgeführt werden.

Als zusätzliche synökologische Interpretationshilfe verwendet SCHMIEDEKNECHT (1995) auch Ausbreitungstypen (Bsp. Anemochor, Zoochor).

4.23.4 Statistische Tests

von Andreas Traxler & Albert Rosenberger

Die Anwendung statistischer Tests ist keineswegs einheitlich geregelt, vielmehr gibt es je nach zugehöriger Schule gegensätzliche Meinungen zu den unterschiedlichen Verfahren. Statistische Tests sind keine Allheilmittel der Datenauswertung, sondern Hilfsmittel mit Vor- und Nachteilen. Sie müssen richtig eingesetzt werden, um brauchbare Ergebnisse erzielen zu können. Bei einer bestimmten Teststatistik können beispielsweise 16 Arten als signifikant verändert ausgewiesen werden. Ein anderer Test ergibt mit den gleichen Daten 30 Arten, die sich signifikant verändert haben. Die Statistik liefert keine „absolute Wahrheit“, sondern bietet nachvollziehbare Interpretationshilfen.

In diesem Kapitel werden einfache Beispiele zur Anwendung statistischer Tests für Dauerflächenuntersuchungen aufgezeigt. Vor der Anwendung sollten aber unbedingt diverse Lehrbücher, die sich wesentlich detaillierter mit der Thematik auseinandersetzen, studiert werden. Einige Grundbegriffe der statistischen Tests werden Kapitel 4.5 dieses Buches behandelt.

Läßt sich in allen Dauerflächen die drastische Zunahme einer Neophytenart registrieren, so wird kein statistischer Test benötigt, um diese Veränderungen nachzuweisen. Statistische Tests sind eher für die „Graubereiche“ gedacht, in denen nicht offensichtlich ist, ob eine Veränderung, zumindest statistisch gesehen, nachzuweisen ist oder nicht.

Statistisch signifikante Veränderungen sind noch nicht zwingend **ökologisch relevante Veränderungen**, denn das muß erst in der Interpretation festgelegt werden.

Um statistische Tests durchführen zu können, müssen genügend Replikationen der Meßwerte vorliegen, das heißt, es müssen mehrere (meist 20-30) Dauerflächen oder eine Dauerfläche mit mehreren Unterteilungen angelegt worden sein. Die Plazierung der Flächen muß zufällig erfolgt sein, oder die Auswahl von Teilarealen der Dauerflächen muß so erfolgt sein, daß jedes Teilstück die gleiche Chance hatte, ausgewählt zu werden. Mit Hilfe parametrischer Test können Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung der Dauerflächen nachgewiesen werden. Dies setzt jedoch Normalverteilung der Meßwerte oder eine Transformation dieser voraus. Ist das nicht der Fall, können andere statistische Verfahren ohne Verteilungsannahmen Unterschiede ausweisen (MAAS & PFADENHAUER, 1994). Diese können aber in der Regel nicht so mächtig wie bei normalverteilten Daten eingesetzt werden.

Man unterscheidet zwischen Voruntersuchung und eigentlicher Datenerhebung. Während das Ziel der Voruntersuchung oft nur die Festlegung des notwendigen Stichprobenumfanges ist, sollen bei der Datenerhebung gewünschte Veränderungen der Vegetation nachgewiesen werden. Somit erbringt die Vor- oder Probeuntersuchung nur eine Orientierung und Vorausschau auf die eigentlichen Ergebnisse (siehe Kapitel 4.5, auch für Grundbegriffe der Statistik). Erst mit den Daten der eigentlichen Erhebung können die Fragen des Untersuchungszieles beantwortet werden.

Die **Prüfung der Nullhypothese** (keine Veränderung) mittels statistischer Tests birgt zwei Fehlerquellen.

- Die Nullhypothese wird fälschlicherweise abgelehnt = Fehler erster Ordnung (Type I error). Eine nicht existierende Veränderung einer Pflanzenart wird fälschlicherweise angenommen.
- Die Nullhypothese wird fälschlicherweise nicht abgelehnt = Fehler zweiter Ordnung (Type II error). Eine tatsächliche Veränderung wird übersehen.

Ein Fehler erster Ordnung wird gefördert, wenn das Signifikanzniveau sehr nieder gelegt wird (z. B. 90 %). Ein Fehler zweiter Ordnung tritt auf, wenn das Signifikanzniveau sehr hoch gelegt wird (Bsp. 99,9 %). Je nach der Fragestellung müssen durch die Wahl der geeigneten Vertrauenswahrscheinlichkeit die beiden Fehlertypen ausbalanciert werden.

Ökologische Konsequenzen von statistischen Fehlern:

Ein Fehler erster Ordnung ist für ein **Frühwarnsystem** verknäpfbar, weil eine Veränderung fälschlicherweise angenommen wird. Dieser Fehler ist daraufhin im Gelände überprüfbar. Tritt aber ein Fehler zweiter Ordnung auf, bedeutet das, daß eine tatsächliche Änderung nicht erkannt wird. Eine Art kann verschwinden, bevor der Rückgang statistisch erkannt wird. Eine Veränderung nicht zu erkennen, bedeutet, daß die Veränderung nicht überprüft werden kann.

Für eine wissenschaftliche **Sukzessionsstudie** ist der Fehler zweiter Ordnung eher verknäpfbar, als ein Fehler erster Ordnung. Es sollen bei hoher Teststärke alle sicheren Veränderungen nachgewiesen werden (nach einem Vortrag von BROWN, A. CCW, Wales).

Angewandtes Monitoring sollte Fehler zweiter Ordnung vermeiden, während wissenschaftliche Sukzessionsstudien Fehler erster Ordnung verhindern sollte.

Welche statistischen Verfahren im einzelnen angewendet werden, hängt unter anderem von der Wahl des Samplingdesigns ab. ROWELL (1988) wählt die statistischen Tests nach dem Samplingdesign (für Dauerflächen, zufällige Auswahl ohne Dauerflächen, stratifizierte Auswahl ohne Dauerflächen) aus.

Erläuterung: In diesem Kapitel werden die Begriffe „Dauerfläche“ für die Stichprobenelemente verwendet und „Untersuchungsfläche“ (-gebiet) für den Bereich, auf den sich eine Stichprobe bezieht.

Beispiel: Eine Stichprobe besteht aus 25 Dauerflächen (Stichprobenelementen), die in einem Ranunculo-Arrhenateretum (Glatthaferwiese) liegen, das die Untersuchungsfläche darstellt. Die Grundgesamtheit wird für jede Untersuchung festgelegt.

Damit folgt diese Darstellung den Begriffen nach WILDI (1992, leicht verändert):

Tab. 36: Begriffe zur Stichprobenerhebung.

Begriff	Bedeutung
Grundgesamtheit	Alle erfaßbaren Erscheinungen eines Gebietes, z. B. alle möglichen Flächen eines Untersuchungsgebietes.
Stichprobe	Die im Untersuchungsgebiet erfaßten Flächen (z. B. 25 Dauerflächen).
Stichprobeneinheit	Element der Stichprobe, z. B. eine Dauerfläche
Merkmal	Merkmal, das in der Stichprobeneinheit erhoben wird, z. B. die Deckung oder die Frequenz einer Art in einer Dauerfläche.

Die Grundzüge der schließenden Statistik werden in Kapitel 4.5 dargestellt.

4.23.4.1 Analyse bei markierten Dauerflächen

Dieses Verfahren wird angewendet, wenn Dauerflächen fix vermarktet sind. Zu zwei oder mehreren Zeitpunkten wird die Vegetation in diesen Dauerflächen erhoben. Für jede Dauerfläche kann also eine Veränderung der Artenzusammensetzung festgestellt werden, da sich je zwei (oder mehrere) Werte auf die gleiche Fläche beziehen (z. B. Fläche eins von 1990 gehört zu Fläche eins von 1991). Man spricht von einer sogenannten paarigen Stichprobe (paired sample).

Die Nullhypothese in diesem Studiendesign heißt also nicht: Es gibt zwischen den Messungen keine Veränderung in der Vegetation. Vielmehr muß man sie wie folgt definieren: Im Mittel hat es keine Vegetationsveränderung innerhalb der Stichprobe gegeben. In diesem Fall wird ja das Mittel und nicht die Verteilung geprüft. Von der Aussage her sind beide Hypothesen gleich. Jedoch kann durch dieses Design gerade bei inhomogener Vegetationsverteilung in der gesamten Untersuchungsfläche der Studienaufwand verringert werden, da die Variabilität der Vegetation innerhalb der Dauerflächen wesentlich kleiner ist als im Untersuchungsgebiet.

Als konkrete Nullhypothese wird geprüft, ob der Quotient (t) aus der mittleren Differenz und dem Standardfehler der mittleren Differenz mit 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit innerhalb der Student's t-Verteilung liegt, was keine signifikante Änderung bedeuten würde.

Der t-Test in Formeln ausgedrückt:

$$t = \frac{\text{Mittlere Differenz}}{\text{Standardfehler der Mittleren Differenz}} = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{s_{\bar{x} - \bar{y}}}$$

Der errechnete t-Wert wird in der Tabelle mit dem theoretischen t-Wert (t krit) verglichen.

$$\text{Standardfehler} = \sqrt{\frac{\sum D_i^2 - \frac{\left(\sum D_i\right)^2}{n}}{n-1}}$$

D_i = Differenz der i-ten Dauerfläche zu den Zeitpunkten T1, T2
 $T1$ = Wert der i-ten Dauerfläche zum Beobachtungszeitpunkt 1
 $T2$ = Wert der i-ten Dauerfläche zum Beobachtungszeitpunkt 2
 n = Zahl der Dauerflächen
 $\bar{x}$ = Durchschnitt der Probe T1
 $\bar{y}$ = Durchschnitt der Probe T2

Als Anwendungsbeispiel dienen die Frequenzdaten der beiden Beobachtungspunkte T1 und T2 (das Beispiel folgt ROWELL, 1988).

Tab. 37: In 10 Dauerflächen wird die Frequenz erhoben und die Differenz berechnet (ROWELL, 1988).

Dauerquadrate	T1 (1995)	T2 (1996)	Differenz T1-T2
1	10	12	+2
2	16	20	+4
3	11	9	-2
4	21	25	+4
5	5	8	+3
6	18	15	-3
7	2	3	+1
8	10	10	0
9	17	22	+5
10	1	2	+1
Gesamt	111	126	15

Durchschnittliche Differenz (T1-T2) = 15/10 = 1,5

$$\sum D_i^2 = (2)^2 + (4)^2 + (-2)^2 + \dots = 85$$

$$\sum (D_i)^2 = 15^2 = 225$$

n = 10 (Dauerflächen)

$$\text{Standardfehler} = \sqrt{\frac{85 - \frac{\left(\frac{225}{10}\right)}{9}}{10}} = 0,833$$

Der Standardfehler beträgt 0,833.

Die Nullhypothese lautet: **t ≤ Student's-t** (für 10 Quadrate und 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit).

$$t = \frac{\text{Mittlere Differenz}}{\text{Standardfehler der Mittleren Differenz}} \qquad t = \frac{1,5}{0,833} = 1,8$$

Der errechnete t-Wert (1,8) wird nun mit dem kritischen zweiseitigen Wert der Student's t-Verteilung (= 2,262, siehe Tab. 8) verglichen. Die Nullhypothese, die besagt, daß keine signifikante Veränderung stattgefunden hat, konnte nicht widerlegt werden, weil 1,8 < 2,262 ist.

Für 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit müßte der errechnete t-Werte über 2,262 liegen (siehe Tab. 8). Man darf also nicht davon ausgehen, daß eine Veränderung der Vegetation stattgefunden hat.

Das parameterfreie Gegenstück zum gepaarten t-Test ist der Wilcoxon Paired-Sample Test (Wilcoxon Vorzeichenrang-Test) (KENT & COKER, 1992). Bei diesem Test wird keine Normalverteilung der Daten vorausgesetzt (siehe Kap. 4.23.4.3).

4.23.4.2 Statistische Tests für Arbeiten ohne markierte Dauerflächen

Zufälliges Stichprobendesign

Bei dieser Methode werden die Dauerflächen zu jedem Zeitpunkt neu im Untersuchungsgebiet platziert. Durch einen Vergleich der erhobenen Mittelwerte kann auf die Veränderungen in der Vegetation geschlossen werden. KENT & COKER (1992) empfehlen einen unverbundenen t-Test, wobei vorher überprüft werden soll, ob sich die Varianz zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten nicht signifikant verändert hat.

Die Gleichheit der Varianzen wird mittels F-Test überprüft. Die Teststatistik berechnet sich aus dem Quotienten der beiden Stichprobenvarianzen. Die kritischen Werte der F-Verteilung sind tabellarisch in diversen Statistikbüchern angeführt.

Wir verwenden als Beispiel wieder Werte aus der Tabelle 37 (obiges Beispiel), wie für den t-Test der fix markierten Dauerflächen, nehmen aber für diese Berechnung an, daß die beiden Zeitpunkte T1 und T2 voneinander unabhängig sind.

$$F = \frac{s^2(\text{größer})}{s^2(\text{kleiner})} = \frac{60,92}{47,66} = 1,28 \qquad \begin{array}{l} s^2(T1) = 47,66 \\ s^2(T2) = 60,92 \end{array}$$

In unserem Fall ergibt der F-Wert aus der Tabelle für neun Freiheitsgrade (n-1) und 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit den Wert 3,18. (Bei mehr als 30 Proben kann für die Freiheits-

grade anstatt $n-1$ auch n verwendet werden.) Der errechnete F-Wert von 1,28 ist kleiner als der Tabellenwert ($1,28 < 3,18$). Dadurch darf man die Annahme treffen, daß beide Varianzen nicht signifikant voneinander verschieden sind.

Für gleichbleibende Varianz zwischen beiden Aufnahmezeitpunkten, wie in unserem Fall, gilt:

$$t(\text{Varianz}) = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sqrt{\left(\frac{n_x s_x^2 + n_y s_y^2}{n_x + n_y - 2}\right) \times \sqrt{\left(\frac{n_x + n_y}{n_x n_y}\right)}}$$

Hätte sich die Varianz signifikant verändert, so würde folgende Formel zu verwenden sein:

$$t = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sqrt{\left(\frac{s_x^2}{n_x - 1} + \frac{s_y^2}{n_y - 1}\right)}}$$

$\bar{x}$ = Mittelwert von Flächen zum Zeitpunkt T1
 $\bar{y}$ = Mittelwert von Flächen zum Zeitpunkt T2
 s_x^2 = Varianz zum Zeitpunkt T1
 s_y^2 = Varianz zum Zeitpunkt T2
 n_x = Flächenanzahl von T1
 n_y = Flächenanzahl von T2

$$t = \frac{11,1 - 12,6}{\sqrt{\left(\frac{10 \times 47,66 + 10 \times 60,92}{10 + 10 - 2}\right) \times \sqrt{\left(\frac{10 + 10}{10 \times 10}\right)}} = 0,43$$

Der errechnete t-Wert (0,43) kann die Nullhypothese nicht widerlegen ($0,43 < 2,262$). Es fand keine signifikante Veränderung statt.

ROWELL (1988) stellt auch noch ein anderes Verfahren vor, mit dem getestet werden kann, ob sich die Anzahl der Flächen, die eine Art enthalten, über die Zeit verändert hat. Es handelt sich dabei um einen sogenannten **Chi-Quadrat-Test** der Vierfeldertafel. In einer Kontingenztafel wird getrennt nach den Erhebungszeiten dargestellt, in wievielen Flächen eine Art vorkommt.

Eine andere Möglichkeit den Chi-Quadrat-Test zu verwenden, besteht darin, zu untersuchen, ob sich die Vergesellschaftung der Dauerflächen mit zwei verschiedenen Pflanzenarten verändert hat (BÖHNERT & REICHHOFF, 1978; KENT & COKER, 1992).

Im nächsten Beispiel besteht die Nullhypothese darin, daß zwischen zwei Aufnahmezeitpunkten (T1, T2) kein Unterschied in der Anzahl der Flächen auftritt, in denen die Art A vorkommt. Das Vorkommen einer Art in 200 Flächen wird überprüft.

Tab. 38: Kontingenztafel für 200 zufällige Quadrate, die zu zwei Zeitpunkten (T1 und T2) mit der Frequenzmethode aufgenommen wurden (ROWELL, 1988).

	Zahl der Quadrate, welche die Art enthalten	Zahl der Quadrate, welche die Art nicht enthalten	Summe der Quadrate
T1	a = 96	b = 104	200 = (a+b)
T2	c = 55	d = 145	200 = (c+d)
	(a+c) = 151	(b+d) = 249	400 = n

Die Chi-Quadrat-Formel lautet:

$$\chi^2 = \frac{\left(\left(|ad - bc| - \frac{1}{2}n\right)^2 n\right)}{\left((a+b)(c+d)(a+c)(b+d)\right)}$$

χ^2 muß $\geq 3,84$ sein, damit eine tatsächliche Änderung angenommen werden kann und entspricht dem Quadrat des aus der Student's t-Tabelle für 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit entnommenen Wertes ($1,96^2 = 3,84$) für ∞ viele Flächen (anstatt 200 Flächen).

$$\chi^2 = \frac{((13920 - 5720 - 200)^2 \times 400)}{(200 \times 200 \times 200 \times 200)} = 16$$

Da der Rechenwert $16 > 3,84$ ist, dürfen wir die Nullhypothese (kein Unterschied zwischen den beiden Erhebungszeitpunkten) verwerfen. Es konnte eine signifikante Veränderung der Frequenzwerte festgestellt werden.

Diese Formel ist nur für eine Stichprobe mit maximal 500 Flächen gültig. Für mehr als 500 Flächen ist folgende Formel zu verwenden:

$$\chi^2 = \frac{((ad - bc)^2 n)}{((a + b)(c + d)(a + c)(b + d))}$$

Stratifiziert zufälliges Samplingdesign

Für eine stratifiziert zufällige Stichprobenentnahme sieht ROWELL (1988) wieder eine Berechnung mit dem Student's t-Test vor.

In diesem Fall wird nicht mit den Werten einzelner Flächen gerechnet, sondern diese werden nach der Lage in den Straten zu Datensätzen zusammengefaßt. Es werden z. B. sechs Straten mit je 50 Quadraten erhoben, das heißt es gibt sechs Datensätze.

Es wird die gleiche Varianzformel verwendet wie bei markierten Dauerquadraten, mit dem Unterschied, daß im jetzigen Fall "n" nicht die gesamte Stichprobe umfaßt, sondern die Zahl der Datensätze.

Die Nullhypothese lautet: Die Veränderung der Mittelwertsumme der Datensets ist gleich Null.

Tab. 39: Sechs Datensets werden zu zwei Zeitpunkten (T1, T2) dokumentiert. Der Mittelwert der Frequenz wird dargestellt.

Zeitpunkt $\Rightarrow$	T1	T2
Set 1	15	13
Set 2	19	7
Set 3	13	20
Set 4	9	8
Set 5	12	10
Set 6	13	8
n	6	6
Mittelwert	13,5	11
Σx^2	1.149	846
$(\Sigma x)^2/n$	1.093,5	726
n-1	5	5

Mittelwertsdifferenz = $13,5 - 11 = 2,5$

$$t = \frac{\text{Mittelwertsdifferenz}}{\text{Standardabweichung der Mittelwertsdifferenz}}$$

$$\text{Gem. Varianz} = \frac{\left(\sum x_1^2 - \frac{(\sum x_1)^2}{n} \right) + \left(\sum x_2^2 - \frac{(\sum x_2)^2}{n} \right)}{(n-1) + (n-1)} = \frac{(1149 - 1093,5) + (846 - 726)}{5 + 5} = 17,55$$

$$\text{Standardabweichung der Mittelwertsdifferenz} = \sqrt{\frac{2 \times \text{Varianz}}{n}} = \sqrt{\frac{2 \times 17,55}{6}} = 2,42$$

$$t = \frac{\text{Abweichung der Mittelwertsdifferenz von Null}}{\text{Standardabweichung der Mittelwertsdifferenz}} = \frac{2,5}{2,42} = 1,03$$

Die Freiheitsgrade $((n-1)+(n-1) = 10)$ ergeben aus der Student's t-Tabelle für 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit den Wert 2,228.

Prüfung der Nullhypothese: $1,03 < 2,228$

Die Nullhypothese kann nicht widerlegt werden, daher hat keine signifikante Veränderung stattgefunden.

4.23.4.3 Statistische Tests, die nicht auf der Normalverteilung beruhen

Sollte die Normalverteilungsannahme, die für die meisten parametrischen Tests benötigt wird, nicht gegeben sein, so muß in der Datenanalyse mit nicht parametrischen verteilungsfreien Methoden gearbeitet werden, wie z. B. dem Mann-Whitney U-Test.

Parameterfreie Statistik hat nach SIEGEL (1988, verändert) mehrere Vorteile, die allerdings heftig umstritten sind):

- auch kleine Stichproben können analysiert werden.
- Parameterfreie Statistik setzt weniger Annahmen voraus
- Die Anwendung und Interpretation ist bei einfachen Designs unkompliziert.

Die Anwendung von parameterfreien Tests kann aber zu Informationsverlust führen.

4.23.4.3.1 Unabhängige Stichproben

Der **Mann-Whitney U-Test** kann nur für voneinander unabhängige Proben verwendet werden und beruht auf einer Reihung der Stichprobenwerte (ranks), setzt aber keine Normalverteilung voraus.

Als Beispiel werden die Werte aus der Tab. 40 verwendet. Es handelt sich um jeweils zehn voneinander unabhängige Proben, wobei die Anzahl in den beiden Stichproben nicht gleich sein müßte.

Die Werte beider Proben werden gemeinsam (in einer Spalte) vom niedrigsten bis zum höchsten Wert gereiht. Dann wird jedem Wert die entsprechende Rangnummer zugeordnet. Der niedrigste Wert bekommt den Rang eins, der zweitniedrigste Wert den Rang zwei usw. bis

zum höchsten Wert, der in unserem Beispiel den Rang 20 zugeordnet bekommt. Sind mehrere Werte gleich groß, so bekommt jeder von ihnen den Mittelwert der zu vergebenden Rangstufe zugewiesen. In unserem Beispiel kommt der Wert zwei doppelt vor und würde den Rang zwei und drei einnehmen; jede der beiden Werte bekommt daher den Mittelwert der Ränge (2,5) zugeordnet.

Im Anschluß daran werden die Stichproben wieder getrennt und für jede separat die Summe der zugeordneten Ränge ausgerechnet. Hat eine Stichprobe fast nur untere Ränge eingenommen, so wird die Rangsumme auch kleiner sein als die der anderen Stichprobe. Sind beide Stichproben etwa gleichwertig gereiht worden, so werden auch die Rangsummen nahezu ident sein. Diese Rangsummen werden nun wieder mit einem tabellierten kritischen Wert, abhängig von der Vertrauenswahrscheinlichkeit und der Stichprobengröße, verglichen, um festzustellen, ob signifikante Unterschiede zwischen den Stichproben aufgetreten sind.

Tab. 40: Je zehn unabhängige Dauerquadrate werden 1995 und 1996 aufgenommen.

Dauerquadrate	T1 (1995)	T2 (1996)	r1 von T1	r2 von T2
1	10	12	9	12
2	16	20	14	17
3	11	9	11	7
4	21	25	18	20
5	5	8	5	6
6	18	15	16	13
7	2	3	2,5	4
8	10	10	9	9
9	17	22	15	19
10	1	2	1	2,5
Gesamt	111	126	100,5	109,5

r1 = Rang zum Zeitpunkt T1 (1995)

r2 = Rang zum Zeitpunkt T2 (1996)

Für beide Reihungen (r1, r2) wird ein U-Wert errechnet.

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - \sum r_1 \quad U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2 + 1)}{2} - \sum r_2 \quad U = \min[U_1; U_2]$$

U = Das kleinere Ergebnis der beiden Formeln

n₁ = Probengröße der ersten Stichprobe

n₂ = Probengröße der zweiten Stichprobe

$$U_1 = 10 \times 10 + \frac{10(10 + 1)}{2} - 100,5 = 54,5 \quad U_2 = 10 \times 10 + \frac{10(10 + 1)}{2} - 109,5 = 45,5$$

Der kleinere U-Wert ist 45,5 und wird zur Prüfung der Signifikanz verwendet. Hier muß der errechnete Wert im Unterschied zum t-Test kleiner als der Tabellen-Wert sein, damit die Nullhypothese verworfen wird.

Der Test ist mit dieser Formel bis zu einer Stichprobengröße von 20 gültig (KENT & COKER, 1992), kann aber mit anderen Formeln auch für höhere Stichprobengrößen verwendet werden.

4.23.4.3.1.1 Mediantest

von Christian Storm

Auch der Mediantest ist ein nichtparametrischer Test, der zum Vergleich von unabhängigen Stichproben verwendet werden kann. Es wird die Nullhypothese geprüft, daß sich der Median der Stichprobenwerte zu den beiden Zeitpunkten nicht unterscheidet. Bei jedem einzelnen Stichprobenwert wird nur berücksichtigt, ob er oberhalb oder unterhalb des Medians aller Werte (Stichproben beider Zeitpunkte zusammengefaßt) liegt. So entsteht wiederum eine Vierfeldertafel, bei der jedoch nicht die Präsenz der Arten, sondern das Über- bzw. Unterschreiten des Medians dargestellt wird.

In vielen Fällen liegen Stichprobenwerte genau auf dem Median. Diese werden entweder der Klasse ober- oder der Klasse unterhalb des Medians zugeteilt, so daß zwei Klassen mit möglichst ähnlichem Umfang entstehen (LIENERT, 1973). Treten nur zu einem der beiden Zeitpunkte medianidentische Werte auf, so werden diese zwischen den beiden Klassen hälftig aufgeteilt (BORTZ et al., 1990). Es besteht keine Notwendigkeit medianidentische Werte wegzulassen.

Die Vierfeldertafel kann wie oben beschrieben mit einem Chi-Quadrat-Test geprüft werden (vgl. Abschnitt 4.23.4.2). Als Alternative kommt Fishers exakter Test in Frage.

Im Falle der Tab. 40 liegt der Median bei 10,5. Alle Werte von 11 und darüber werden der Klasse oberhalb des Medians zugeordnet, alle Werte von 10 oder kleiner der unteren Klasse. Zu beiden Zeitpunkten enthalten beide Klassen somit je fünf Werte. Da alle vier Felder gleich besetzt sind, muß die Nullhypothese auch bei diesem Test beibehalten werden.

Vorteile des Mediantests sind (vgl. STORM, 1991):

- Der Test ist einfach durchzuführen.
- Es wird tatsächlich nur geprüft, ob sich der Median der Stichprobenwerte verändert hat. Der U-Test spricht demgegenüber auch auf Unterschiede in der Verteilungsform an (PRATT, 1964, EDINGTON, 1965), die jedoch meist von geringerem Interesse sind.
- Im Gegensatz zum U-Test (LEHMANN, 1961, BRADLEY, 1968) wird der Mediantest durch sogenannte Bindungen (gleiche Stichprobenwerte) nicht beeinträchtigt. Diese stellen beim U-Test besonders bei seltenen Arten ein Problem dar.
- Im Unterschied zum t-Test muß eine Normalverteilung der Daten nicht angenommen werden, und es muß nicht auf Varianzgleichheit geprüft werden.

Der Nachteil des Mediantests gegenüber dem t-Test liegt in einer geringeren Teststärke, falls die Normalverteilungsannahme erfüllt ist (asymptotische Effizienz = 0,64, BORTZ et al., 1990). Besonders geeignet hingegen ist der Mediantest zum Vergleich von pflanzensoziologischen Tabellen, wo die Daten in Form von Artmächtigkeitsangaben vorliegen.

4.23.4.3.1.1.1 Literatur

- BORTZ, J., G. A. LIENERT & K. BOEHNKE (1990): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Springer: Berlin u. a..
- BRADLEY, J. V. (1968): Distribution-Free Statistical Tests. Prentice Hall: Englewood Cliffs, NJ.
- EDINGTON, E. S. (1965): The Assumption of Homogeneity of Variance for the t Test and Nonparametric Tests. The Journal of Psychology, 59: 177-179.
- LEHMAN, S. Y. (1961): Exact and Approximate Distributions for the Wilcoxon Statistic with Ties. Journal of the American Statistical Association, 56: 293-298.
- LIENERT, G. A. (1973): Verteilungsfreie Verfahren in der Biostatistik. Band 1. Hain: Meisenheim am Glan.

PRATT, J. W. (1964): Robustness of Some Procedures for the Two-Sample Location Problem. *Journal of the American Statistical Association* 59: 665-680.

STORM, C. (1991): Immissionsbedingte Veränderungen in Wäldern des Kaiserstuhls – mit grundsätzlichen Überlegungen zu pflanzensoziologischen und statistischen Verfahren beim Nachweis von Vegetationsänderungen. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 64: 117-133.

4.23.4.3.1.2 Paarige Stichproben

von Andreas Traxler & Albert Rosenberger

Besteht zwischen bestimmten Flächen ein Zusammenhang (Bsp.: markierte Flächen über zwei Jahre beobachtet), dann muß bei fehlender Normalverteilung **der Wilcoxon-Vorzeichenrang-Test** angewendet werden.

Auch dieser Test beruht auf einer Reihung, diesmal aber auf der Differenz, der in Beziehung stehenden Flächenpaare. Die Differenz wird dann durchgehend gereiht. Besteht kein Unterschied zwischen einem Flächenpaar, wird es nicht gereiht. Sind mehrere Differenzwerte gleich, so bekommen diese den Mittelwert der Ränge, die sie gemeinsam besetzen.

Tab. 41: Vergleich von 10 zusammenhängenden Flächenpaaren an 2 Aufnahmezeitpunkten (T1, T2).

Dauerquadrate	T1 (1995)	T2 (1996)	T1-T2	r1 (T1>T2)	r2 (T1<T2)
1	10	12	2		3,5
2	16	20	4		7,5
3	11	9	2	3,5	
4	21	25	4		7,5
5	5	8	3		5,5
6	18	15	3	5,5	
7	2	3	1		1,5
8	10	10	0		
9	17	22	5		9
10	1	2	1		1,5
Gesamt	111	126		9	36

|T1-T2| = Absolute Differenz der Messungen zum Zeitpunkt T1 und T2

r1 = Rang der Differenzen, bei der T1>T2 ist

r2 = Rang der Differenzen, bei der T1<T2 ist

Die Summe der beiden Rangreihen r1 und r2 wird gebildet. Der kleinere Wert, wird als T-Wert bezeichnet, und wird nun wieder mit einem tabellierten, kritischen Wert, abhängig von der Vertrauenswahrscheinlichkeit und der Stichprobengröße, verglichen. Der errechnete T-Wert muß kleiner sein als der Tabellenwert, um die Nullhypothese (Gleichheit der Stichproben) zu widerlegen. Der Test kann nur bei einer Stichprobengröße von 6-33 verwendet werden (KENT & COKER, 1992). Für größere Stichproben gelten andere Formeln (z-score). Der Wilcoxon-Vorzeichenrang-Test wird von WEBER et al. (1995) empfohlen, weil er nur unwesentlich leistungsschwächer als der t-Test ist.

4.23.5 Programmpakete, die zur Auswertung von Dauerflächenuntersuchungen herangezogen werden können.

Grundsätzlich können natürlich alle Auswertungsprogramme, die multivariate Analysen erlauben, für die Datenanalyse verwendet werden, z. B. **CANOCO** (TER BRAAK, 1987). Wie schon anfangs erwähnt, kann die Zeit wie jeder Standortsfaktor verrechnet werden.

VEGEDAZ (KÜCHLER, 1996) bietet neben der Zeigerwertberechnung (Landolt-Werte) auch die Berechnung von Paardifferenzen zweier verbundener Stichproben (zwei Beobachtungszeitpunkte) mit dem Wilcoxon-Test und die Analyse von unverbundenen Stichproben.

Auch **MULVA-5** bietet Möglichkeiten zur „Analyse eines Zeitgradienten“ (WILDI, 1994). Einerseits können Korrelogramme erstellt werden, in denen der Zeitfaktor genauso wie ein Standortfaktor behandelt wird. Andererseits kann eine Ordination mit geglätteten Daten durchgeführt werden, durch die mittels Regression ein Trend berechnet wird. Unabhängig von kurzfristigen Trends können auch Konvergenzen und Divergenzen zwischen zwei Aufnahmepunkten mit einer Ähnlichkeitsmatrix festgestellt werden.

4.24 Interpretation der Ergebnisse

von Andreas Traxler

Zwei Fragen müssen unabhängig voneinander abgeklärt werden:

1. Sind die erkannten Veränderungen statistisch-mathematisch abgesichert?
2. Sind die Veränderungen ökologisch erklärbar (Dateninterpretation)?

Die rechnerische Datenanalyse und die erklärende ökologische Dateninterpretation sind unterschiedliche Vorgänge. Eine gute Datenanalyse bietet nachvollziehbare Werte und Diagramme, löst aber noch keine ökologisch relevanten Fragestellungen.

Man stelle sich gut aufbereitete Vegetationsdaten vor, die man ohne Gebietskenntnis zur Interpretation bekommt. Außer vagen Zuordnungen zu Erklärungsmodellen der Ökologie und Sukzessionsforschung und der Beschreibung der Analyseergebnisse ist daraus nichts abzuleiten. Die Ergebnisse lauten dann etwa: Der mittlere Deckungswert von *Bromus erectus* hat in den drei Beobachtungsjahren von zwei auf drei zugenommen, zugleich sank der Diversitätskoeffizient der Gesellschaft usw.. Einerseits fließt die subjektive Gebiets- und Umweltwahrnehmung ganz entscheidend in die Interpretation ein. Andererseits sind systematisch gesammelte, abiotische Daten erforderlich, die in der Auswertung und Interpretation mit den Vegetationsveränderungen korreliert werden. Das sind veränderliche Parameter, wie z. B. Klimaparameter, Pegelstände und Nährstoffbilanzen, die in Zeitreihen erfaßt werden. Andererseits können das auch relativ statische Faktoren wie Seehöhe, Exposition und Neigung sein. Ohne vergleichende Beobachtung der Systemfaktoren kann die Vegetationsveränderung nicht interpretiert, sondern nur beschrieben werden. Die Interpretation erfordert ökologisches Wissen und Erfahrung und birgt subjektive Fehlerquellen. Auftretende Korrelationen sollten genauestens hinsichtlich ihrer Wirkungszusammenhänge überdacht und ergänzend geprüft werden (siehe Abb. 56). Die Korrelationen können die Untersuchungshypothese für eine klärende Fortführung der Dauerbeobachtung sein.

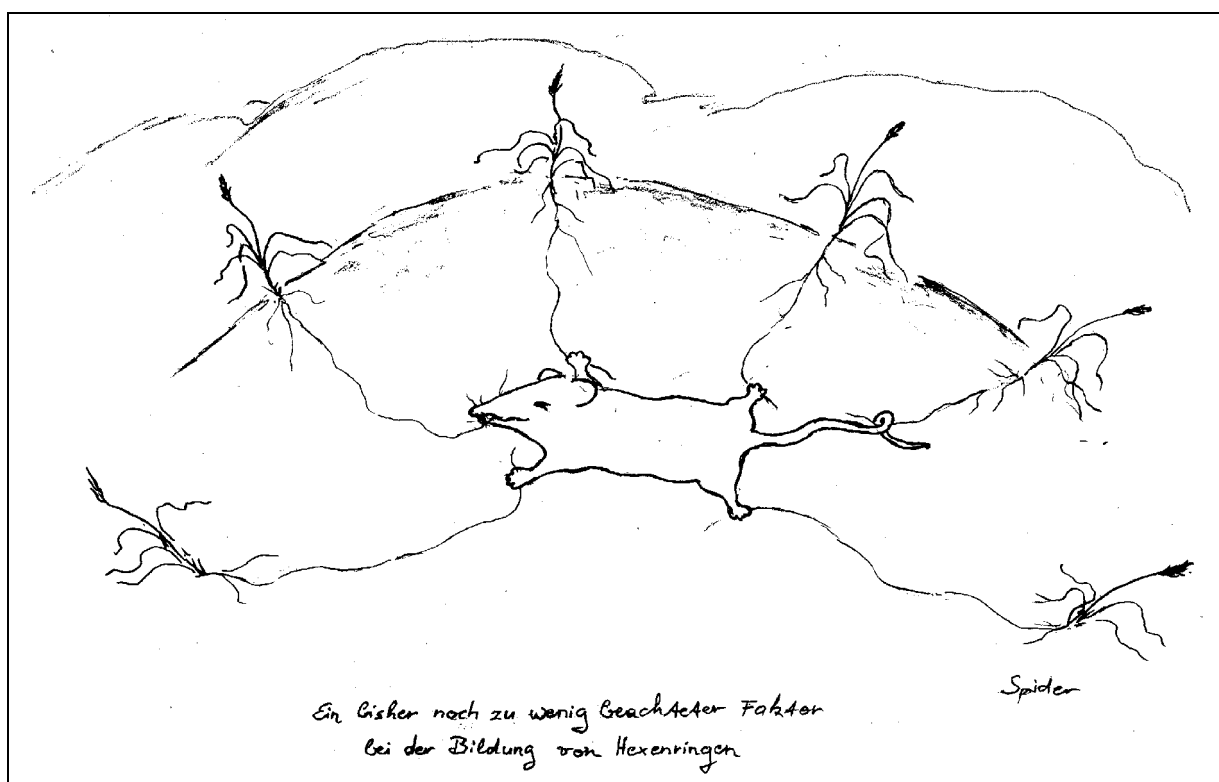


Abb. 56: Interpretationsmöglichkeit zur Hexenringbildung von *Carex curvula*: Das Vorkommen von Mäusen korreliert mit *Carex curvula* Hexenringen (Cartoon erstellt von SPIDER).

Die Planung von Dauerbeobachtungen kommt nicht ohne die Grundlagen der Syndynamik aus. Diese Disziplin liefert die wissenschaftlichen Rahmenbedingungen für die Fragestellung, die Planung und die Interpretation der Daten. Die Mechanismen der Vegetationsdynamik werden im Rahmen dieser Studie nicht systematisch aufgearbeitet. Das folgende Diagramm (Abb. 57) zeigt ein vereinfachtes Modell mit unterschiedlichen Mechanismen der Dynamik, die gleichzeitig auf die Vegetation wirken. Die Schwierigkeit der Dateninterpretation liegt darin, eine registrierte Veränderung einem bestimmten Mechanismus der Vegetationsdynamik zuzuordnen.

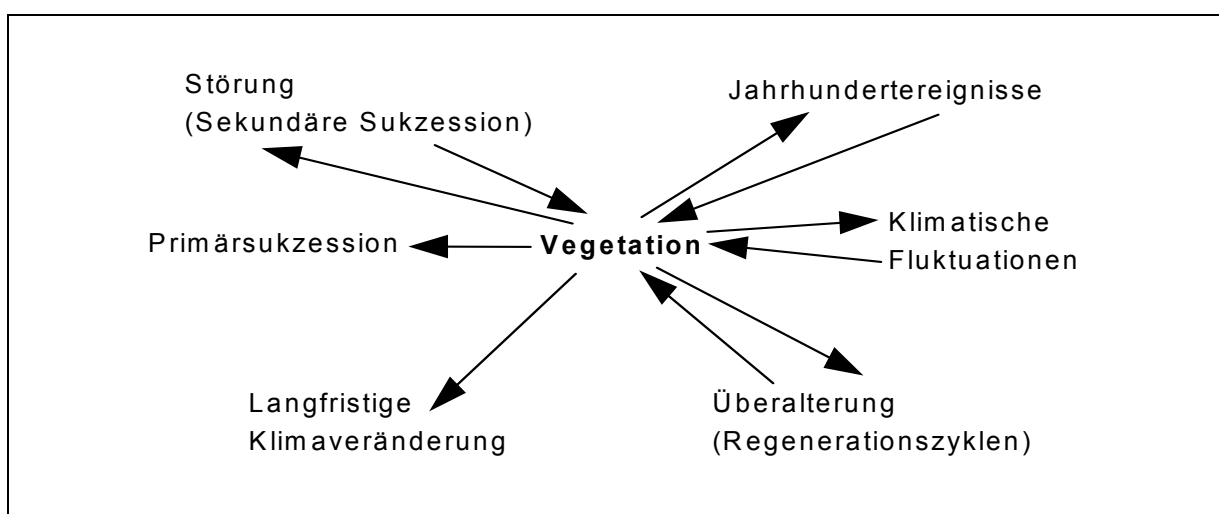


Abb. 57: Gleichzeitig wirkende Mechanismen der Vegetationsdynamik (nach AUSTIN, 1981 und GLANZ, 1986)

Ökosystemare Prozesse sind so komplex, daß für das grundlegende Verständnis vereinfachte graphische Modelle herangezogen werden. Wenn Sie gerade das Methodenkapitel gelesen haben, mit all den Detailproblemen, so ist das nicht zu vergleichen mit den Verständnisschwierigkeiten, die bei der ökologischen Interpretation der Ergebnisse auftreten. Meßungenauigkeiten fallen meist nicht so stark ins Gewicht wie die falsche Dateninterpretation.

Grundsätzlich muß nach Durchführung der Datenanalyse entschieden werden, was ein linearer Trend, was eine zyklische Schwankung und was Datenrauschen ist (USHER, 1991). Abbildung 58 zeigt die Messung einer linearen Deckungsabnahme (Br.-Bl.-Skala) einer Art, die über 53 Jahre beobachtet wurde.

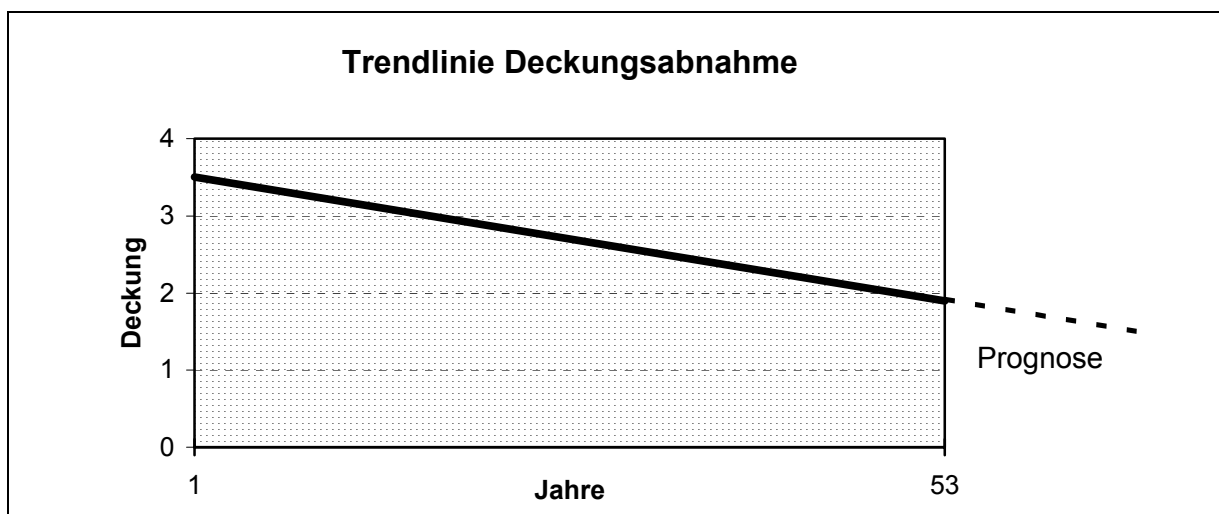


Abb. 58: Gemessene lineare Deckungsabnahme einer Art.

Die Interpretation müßte lauten, daß die Deckungsabnahme, die immerhin über einen langen Zeitraum (53 Jahre) eindeutig gemessen wurde, auf eine deutliche ökologische Standortveränderung rückschließen läßt. Eine Prognose über die zukünftige Entwicklung würde die weitere Abnahme der Deckung annehmen. Ist die beobachtete Art gefährdet, würden wahrscheinlich die aktuellen Managementempfehlungen verändert, um einen weiteren Rückgang der Art zu stoppen.

Im 54zigsten Beobachtungsjahr steigt die Deckung der Art aber wieder extrem an und sinkt nach wenigen Jahren wieder ab (siehe Abb. 59). Die Bearbeiter der Datenanalyse sind verunsichert, weil keine Managementveränderung stattgefunden hat, und diese Veränderung auch nicht mit der Prognose übereinstimmt. Dieses Phänomen wird auf eine Serie von sehr feuchten Frühjahrsbedingungen zurückgeführt, die in diesen Jahren vorgeherrscht haben.

Hätte man aber wie in der Abb. 60 einen Beobachtungszeitraum von 110 Jahren zur Verfügung, dann würde die Interpretation völlig anders lauten, nämlich: Langfristig gesehen nimmt die Deckung der Art zu.

Tatsächlich wirken bei Sukzessionsphänomenen und deren Beobachtung in Zeitreihen viele Faktoren mit. Versucht man verschiedene Trends wie Sukzessionsrichtung, potentielle klimatische Schwankungen und mögliche Schätzfehler, in harmonischen Schwingungen übereinanderzulegen, entsteht ein primitives Vorstellungsmodell vom Zusammenwirken dieser Faktoren (siehe Abb. 60). Weil die zeitliche Dimension nicht vorstellbar ist, wird ein zeitlicher Trend immer als Bewegung in räumlichen Abbildern gedacht (HAKES, 1996).

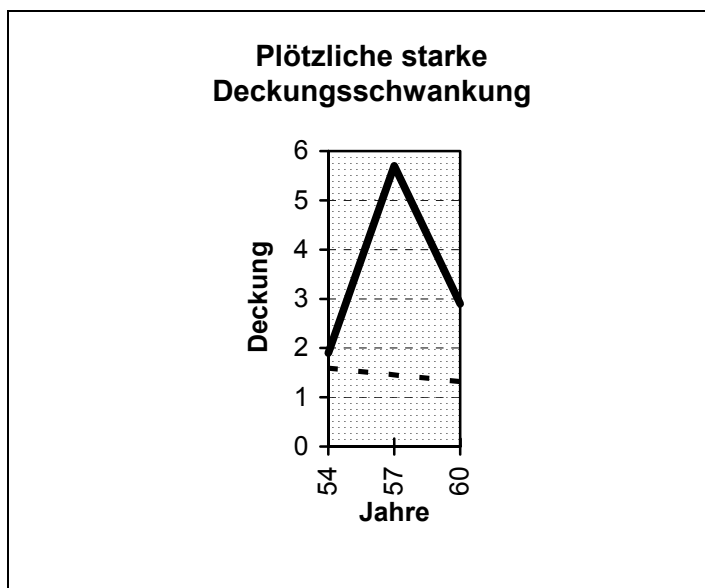


Abb. 59:
Plötzliche starke Deckungsschwankung,
die nicht mit der Prognose übereinstimmt.

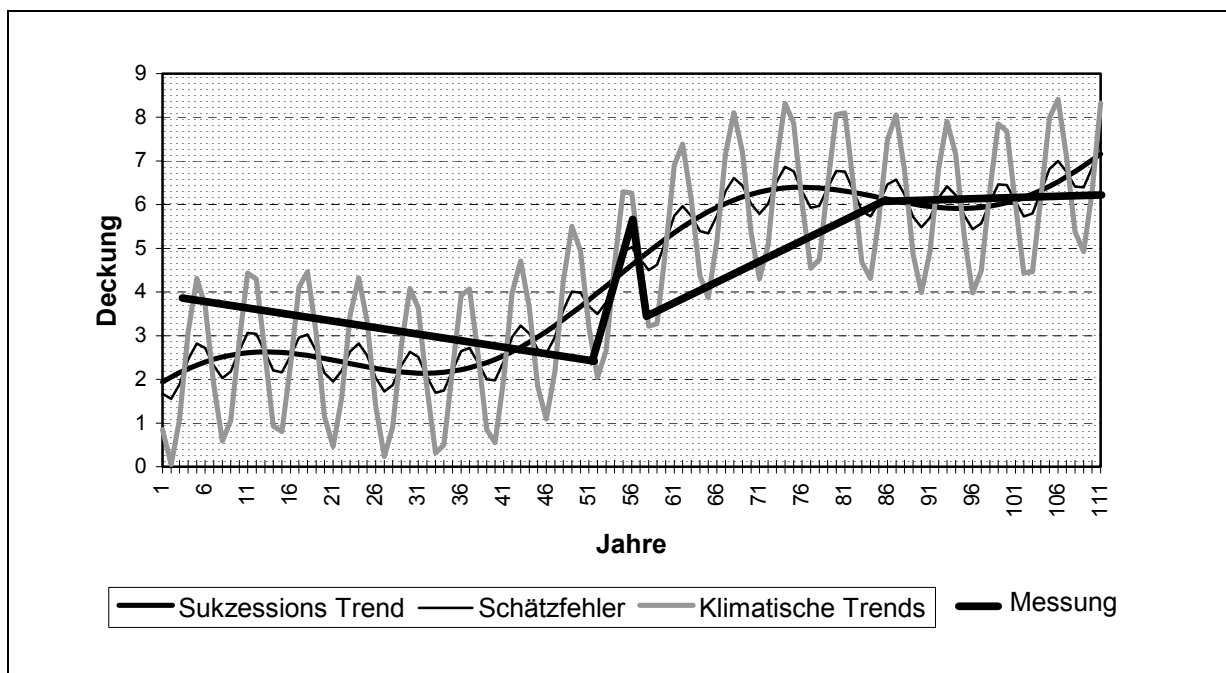


Abb. 60: Vereinfachte Vorstellung einer möglichen Sukzession (aufsteigende Sinusschwingung), die in den Daten verzerrt auftritt. Bei der Interpretation steht nur die Meßkurve (dicke Linie) zur Verfügung.

Immer davon ausgehend, daß man den Sukzessionstrend herausfinden möchte, liegen die Amplituden störend übereinandergelagert. Bei der Datenanalyse ist nicht geklärt, ob sich der gemessene Datenpunkt aus der langfristigen Sukzessionsrichtung, einem kurzfristigen klimatischen Ereignis oder aus einer Kombination aus beiden, ergänzt mit einem Methodenfehler, ergibt. Diese Faktoren liegen sicher nicht in der Vorhersehbarkeit einer regelmäßigen Kurve vor, wie sie in Abbildung 60 dargestellt sind. Der Schätzfehler enthält in der Abbildung die kleinste Amplitude, weil sich dieser relativ gering auswirkt. Ein extrem feuchtes Frühjahr kann plötzlich zu drastischen Vegetationsveränderungen führen, die weit über dem Schätzfehler liegen. Innerhalb der Umhüllungen dieser Amplituden kann jeder Punkt als tatsächlich gemessener Datenpunkt auftreten.

Die dicke Linie im Diagramm zeigt eine tatsächliche Meßkurve (Deckung einer Art), die nun interpretiert werden muß. Betrachtet man zuerst nur die Jahre 1-53, so sieht das nach einem langfristigen Verschwinden der Art aus, obwohl der versteckte Sukzessionstrend eine (nicht meßbare, weil überlagerte) Deckungszunahme aufzeigt. Im fünfundfünfzigsten Beobachtungsjahr muß eine dramatische Zunahme interpretiert werden, die sich eigentlich nur aus einer kurzfristigen Klimaschwankung ergibt, aber im Sinne der Sukzessionsrichtung ein durchwegs normales Ereignis ist. Die Verzerrung in den Daten ist gewaltig, aber längerfristig betrachtet wird ein Trend klar sichtbar.

Diese Darstellung ist eine reine Erklärungshilfe, die auf Probleme der Dateninterpretation aufmerksam machen sollen.

AUSTIN (1981) kritisiert, daß viele Vegetationsveränderungen sehr genau dokumentiert werden, aber diese Ergebnisse erst verstanden werden müssen. Untersuchungen mit Parameter wie Diversität oder Biomasse liefern Ergebnisse, die so gut sind, wie die Sukzessionskonzepte die dahinterstehen. Die Interpretationen für Dauerflächenuntersuchungen muß die Sukzessionsforschung liefern.

4.25 Kartierungen als landschaftsökologische Methode in Monitoring-Projekten

Wenn bisher großteils Dauerflächen behandelt wurden, dann decken diese Methoden die Fragestellungen auf der Ebene der Populationsbiologie und der Pflanzengesellschaft ab. Veränderungen auf Landschaftsniveau lassen sich mit den kleinflächigen Dauerflächen nicht erfassen. Das Methodenrepertoire für Landschaftsveränderungen besteht aus Fernerkundung, Luftbildinterpretation und Vegetationskartierung, die Auswertung aus Raumanalysen, beispielsweise mittels GIS (Geographisches Informationssystem).

Auch das retrogressive Monitoring (ZONNEVELD, 1988), das alte Quellen (Urkunden, historische Karten, Luftbilder) mit dem aktuellen Zustand vergleicht, bearbeitet oft Fragestellungen der Landschaftsökologie und wird in Kapitel 4.28 vorgestellt. Genaue landesweite Florenkartierungen bieten ja eine hervorragende Grundlage für einen Vergleich der aktuellen Pflanzenverbreitung mit alten Fundortsangaben. POLATSCHEK (1989), der auch Hauptverantwortlicher für die Datenbank „Flora von Tirol (Nord., Osttirol) und Vorarlberg“ ist, hat die „Veränderungen innerhalb der Pflanzenwelt Tirols in den letzten 100 Jahren“ untersucht. Die aktuelle Datenbank wurde mit alten Florenwerken, wie z. B. mit der „Flora von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein“ von DALLA TORRE & SARNTHEIN (1906-1912) verglichen. Das gleiche Potential liegt auch in der Florenkartierung Österreichs vom Botanischen Institut in Wien (NIKL FELD, unveröff.).

Grundsätzlich sind auch auf der Landschaftsebene die unterschiedlichen Maßstabsebenen zu trennen, weil mit unterschiedlicher Auflösung unterschiedliche Fragestellungen beantwortet werden können. Zwischen dem kleinflächigen Dauerquadrat und den Luftbildkartierungen im Maßstab 1:10.000 liegt ein Bearbeitungsvakuum in der Maßstabsebene von 1:200-1:5.000. Das sind Dimensionen, in denen professionelle Luftbilder fehlen, aber sehr viel räumliche Information steckt, die zwischen Einzelpflanzen, Populationen, Landschaftselement und der Landschaftsebene vermittelt. Gerade das Problem der mosaikartigen Verteilungen und der verzahnten Gesellschaften läßt sich in diesem Maßstab noch kartographisch darstellen und daher auch analysieren. Zusätzlich ist diese Maßstabsebene geeignet, quantitativ genaue Mikrokartierungen durchzuführen. Sehr oft wird auch bei kleinen Dauerflächenprojekten versucht, mittels Mikrokartierungen das Dauerflächenumfeld im Hektarbereich zu bearbeiten. Dafür stehen im semiprofessionellen Bereich selbst hergestellte Luftbilder mittels Drachen, Kunststoffballon, Zeppelin, Modell- oder Sportflugzeugen zur Verfügung. Diese einfachen Methoden könnten natürlich durch professionelle Fernerkundungsmethoden abgedeckt werden, die aber aus finanziellen Gründen nur für Großprojekte zur Verfügung stehen.

Die nächste Maßstabsebene bildet der Quadratkilometerbereich, in dem mit professionellen Luftbildkarten im Maßstab von 1:5.000 bis 1:10.000 in vielen Vegetations- und Biotopkartierungen gearbeitet wird. Die Auflösung ist bereits so grob, daß feine Veränderungen schwer registriert werden können. Für lange Beobachtungszeiträume sind gängige Luftbilder eine kostengünstige Methode, um Veränderungen auf der Landschaftsebene zu analysieren. Im folgenden Teil werden Kartierungs- und Fernerkundungsmethoden vorgestellt, die auch mit wenig Aufwand zusätzlich zu Dauerflächenuntersuchungen durchgeführt werden können. Professionelle Fernerkundungsmethoden werden im Kapitel 4.26 vorgestellt.

Monitoring auf der Landschaftsebene bedeutet, daß der qualitative Aspekt der Kartierungselemente in den Hintergrund gerät und die quantitative Dokumentation der Kartierungstypen stärker berücksichtigt wird. Die Darstellung der qualitativen Veränderung bis auf Artebene kann nur über detaillierte Felderhebungen (Dauerflächen) ergänzt werden.

4.25.1 Großflächige Kartierungen

Es sollen an dieser Stelle mehrere Studien vorgestellt werden, die einen Kartenmaßstab von mind. 1:10.000 verwenden. Thematisch handelt es sich um Luftbildauswertungen, Vegetations- und Biotopkartierungen und landesweite Programme zum Landschaftswandel.

Vorhandene Kartierungen eignen sich grundsätzlich als Monitoringgrundlagen, weil sie standardisierte Momentaufnahmen mit räumlichem Bezug sind. Allerdings liefern Kartierungen, die methodisch für Wiederholungsaufnahmen konzipiert wurden, in der Regel bessere Ergebnisse als Kartierungen, die als Planungsgrundlage mit einmaliger Bestandenserhebung gedacht waren. Besonders die Fehlsprache von Kartierungseinheiten zählt zu den größten Problemen von Wiederholungskartierungen.

Für ein **Frühwarnsystem, das die Ausbreitungsgeschwindigkeit von *Lythrum salicaria*** in sieben Feuchtgebieten in Washington feststellen sollte, wurden Luftbilder im Maßstab 1:5000 und 1:12:000 mit einer gängigen 35 mm Kamera und handelsüblichen Diafilmen angefertigt (FRAZIER et al., 1994). *Lythrum salicaria* ist im Untersuchungsgebiet eine fremdländische Art und hat die autochthone Ufervegetation verdrängt. Der Aufnahmezug erfolgte in der Blühperiode, um die auffällige Art leichter auszumachen. Experimentell wurden mehrere Filmmarken, zwei Bild-Maßstäbe, die Auswertung mittels Binokular und von gescannten Bildern am Computer getestet. Diese einfache Fernerkundungsmethode ist zum Auffinden einer auffälligen Pflanzenart auf großen Flächen sicher kosteneffizient eingesetzt worden.

DORDA (1991) hat die **Fortführung von bestehenden Biotopkartierungen** für Monitoringfragestellungen kritisch überprüft. Es wurde getestet, ob bei einer Wiederholungskartierung wieder die gleichen Biotoptypen wie bei der Erstkartierung genannt wurden. Vor allem qualitativ, also ohne die Flächengröße zu berücksichtigen, konnten befriedigende Aussagen getroffen werden. Die Veränderungen konnten zu 2 % auf Sukzession, zu 5 % auf anthropogene Eingriffe und zu 3 % auf unvollständige oder fehlerhafte Kartierung zurückgeführt werden. Die quantitative Flächenbilanzierung wurde aufgrund der hohen methodisch und subjektiv bedingten Fehlerquellen nur für beschränkt geeignet befunden.

Für qualitative Analysen sollten bei der Kartierungsplanung uneinheitliche Flächenabgrenzungen, **Schätz-, Meß- und subjektive Fehler** (unterschiedliche Biotopansprache) möglichst ausgeschaltet werden. Das kann durch sorgfältiges Kartierungstraining und ein Kartierungshandbuch erreicht werden, das auch Grenzfälle einheitlich löst.

NELDER & HOWITT (1991) empfehlen zusätzlich zur Vegetationskartierung semi-quantitative soziologische Aufnahmen aller Vegetationsschichten durchzuführen, auch wenn die Einheiten mit wenigen dominanten Arten abgegrenzt werden.

Einen Überblick über **Vegetationskartierungen in der Schweiz** und Vergleiche mit älteren Vegetationskarten zeigt LANDOLT (1994).

Einen eindrucksvollen **Vergleich von verschiedenen alten Luftbildern** (1946-50, 1964, 1988) über eine Fläche von 1000 km² wurde von HESTER et al. (1996) in den schottischen Cairngorms durchgeführt. Den sichtbaren Luftbildgrenzen (1:10.000-1:24.000) wurde eine Auswahl von 126 Einzeltypen, die hierarchisch organisiert zu Landklassen zusammengefaßt waren, zugeordnet. Die Luftbildinterpretation ohne Wiederholungskartierung hat nach CHERRILL & MCCLEAN (1995 zitiert in HESTER et al., 1996) weniger Fehlerquellen als die Landklassenzuteilung durch Felderhebung, die in diesem langen Zeitraum von unterschiedlichen Bearbeitern durchgeführt wird. Sie konnten in diesem Fall bis zu 75 % der aufgezeigten Veränderungen auf die mißinterpretierten Typenzuweisungen der unterschiedlichen Freiland-Kartierer zurückführen.

HESTER et al., (1996) erstellten Flächenbilanzen der Veränderungen und benützten die übersichtlichen **Sukzessions-Übergangsdiagramme** nach MILES (1985) zur Darstellung.

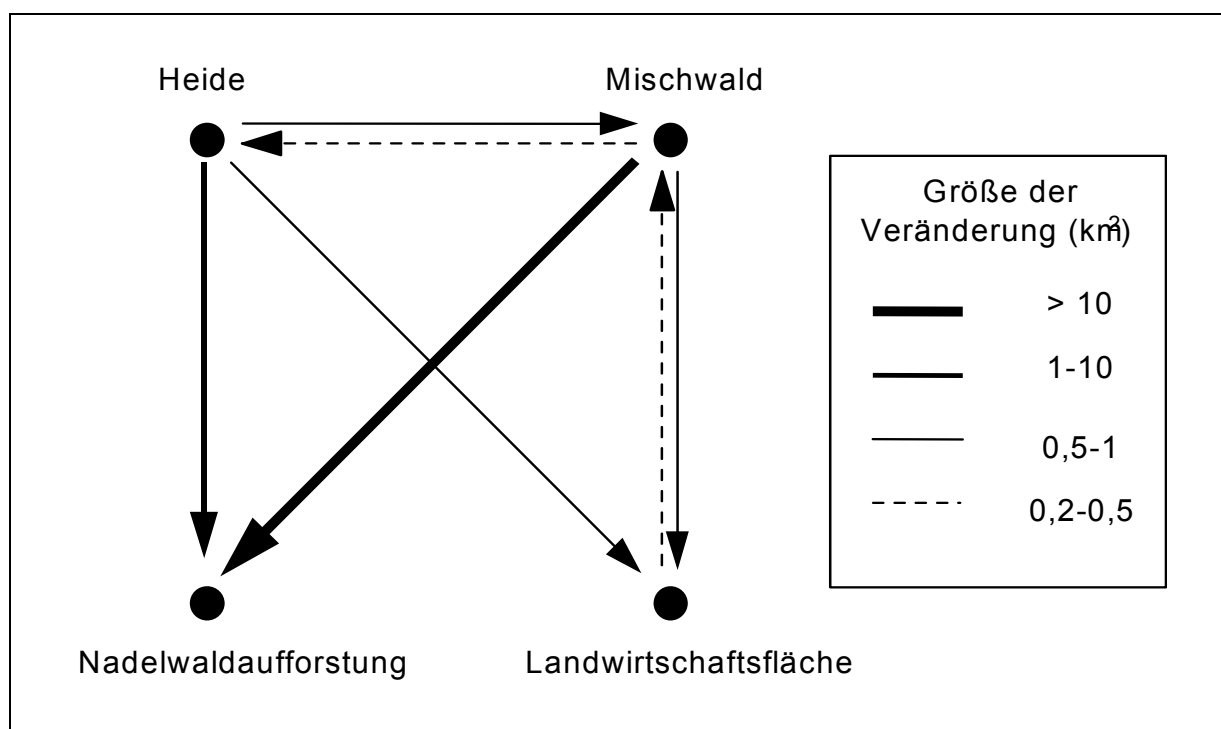


Abb. 59: Sukzessions-Übergangsdiagramm, stark vereinfacht nach HESTER et al. (1996) zur quantitativen Darstellung von Landschaftsveränderungen.

TAYLOR et al. (1991) bearbeiteten **Landschaftsveränderungen in den Nationalparks von England und Wales**. Einerseits wurden Luftbilder (Maßstab 1:20.000) der 70er mit denen der 80er Jahre verglichen und interpretiert. Zusätzlich wurde etwa 4 % der Fläche mit zufällig ausgewählten 1 km² Dauerflächen im Maßstab 1:10.000 kartiert. Die Kartierungseinheiten waren neun Landklassen, die in 34 Landschaftselemente unterteilt wurden und hierarchisch noch verfeinert werden konnten. Alle Elemente lassen sich auf lineare Elemente, Punktelemente oder flächige Elemente zurückführen. Bei der quantitativen Auswertung von Linienelementen konnten mit der Line-Intercept-Methode die besten Ergebnisse erzielt werden. Dabei wird ein Netz zufällig über das Luftbild gelegt. Die Berührungen des Netzes mit den linearen Elementen wurden gezählt. TAYLOR et al. (1991) geben detaillierte methodische Hinweise zur Planung, Durchführung und Auswertung dieses Monitoringprogramms.

4.25.1.1 Countryside Survey 1990 (CS 1990)

Eines der umfassendsten Projekte zur landesweiten Dokumentation des Landschaftswandels wurde in Großbritannien mit dem „**Countryside Survey 1990**“ durchgeführt (BARR et al., 1993). Satellitendaten wurden mit stichprobenartiger Felderhebung kombiniert. Das Projekt fußt auf der ITE-Landklassifikation (BUNCE et al., 1983, ITE = Institute of Terrestrial Ecology), die jedem Quadratkilometer eines landesweiten Rasters eine von 32 Landklassen zuweist. Die ITE-Landklassifikation war Stratifizierungsgrundlage für die Stichprobenauswahl der Felderhebung.

Felderhebung

Die Felderhebung wurde im sechsjährigen Rhythmus (1978, 1984, 1990) durchgeführt. Stichprobeneinheiten sind 1 km² große Flächen. Die Stichprobengröße von 1990 betrug 508 km², das sind etwa 0,2 % der Landesfläche. Jede der 32 Landklassen wurde mindestens in 12 km² beprobt (stratifiziertes Sampling). Die restlichen Flächen der Stichprobe wurden nach der Häufigkeit des Landklassen-Vorkommens zusätzlich vergeben.

In jedem Stichprobenelement (1 km²) wird folgendes erhoben:

- Genaue Vegetationskartierung im Maßstab 1:10:000
- Kartierung von Landschaftselementen (Bsp.: Hecken, Steinmauern, Einzelbäume, solitäre Felsblöcke, Bauten); die Kartierung wird auf fünf getrennten Themenkarten durchgeführt.
- Anlage und Aufnahme von maximal 27 Dauerflächen je km² (fünf Haupt-Plots zufällig verteilt mit 200 m² Größe; fünf Habitat-Plots, subjektiv verteilt, 4 m² groß und bis zu 17 Linear-Plots entlang von Bächen, Mauern, Hecken und Straßen, 1 x 10 m groß). Im Gesamten wurden 11.557 Dauerflächen angelegt und mit vollständiger Artenliste erhoben.
- Erhebung der Bodentypen (seit 1990).
- Erhebung der Makroinvertebraten und der Wasserqualität in Fließgewässern.

Fernerkundung

Landsat-Daten mit einer Pixel-Auflösung von 25 x 25 m wurden verwendet um 17 Landklassen landesweiten Raster zuzuweisen. Die Satellitendaten wurden mit der Felderhebung verknüpft und erlauben die Erstellung von Prognosemodellen. Sie werden flächig verwendet, ohne daß hier grobe Methodenfehler bei der Zuordnung passieren. Die Felderhebung ist wesentlich detaillierter, kann aber nur für kleine Flächen (Stichproben) durchgeführt werden (BUNCE et al., 1993).

Ergebnisse

Die Daten und Ergebnisse werden mannigfaltig weiterverwendet, beispielsweise für den UK Biodiversity Action Plan und die UK Strategy for Sustainable Development. Veränderungen von Landschaftselementen, wie z. B. Hecken, wirken sich als politische Entscheidungshilfe für Förderungsprogramme aus (BARR et al., 1993).

Countryside Information System (CIS)

Die Ergebnisse des "Countryside Surveys 1990" bilden eine gigantische ökologische Datenbank (Countryside Information System), in welcher für jeden Quadratkilometer des Landesrasters Information abrufbar ist (Bsp.: Landwirtschaft, Böden, Klima, Artenverteilung, sozio-ökonomische Daten). Die Daten sind zusätzlich graphisch mit GIS aufbereitet, und jede Fragestellung kann mit landesweitem Raumbezug als Karte dargestellt werden.

Es können

- der Landschaftszustand in Kartendarstellungen und in statistisch ausgewerteten Diagrammen dargestellt werden.
- Gebiete gesucht werden, die eine bestimmte Landschafts- oder Artenausstattung erwarten lassen, was beispielsweise für eine Stichprobenauswahl von anderen Projekten herangezogen wird.
- verschiedene Bezirke hinsichtlich einzelner Parameter verglichen werden.
- Vegetationskarten und Tabellen exportiert werden, die mit anderer Software für Berichte weiterverarbeitet werden können.
- Grundlagen geliefert werden, die die Auswirkungen von Nutzungsänderungen abschätzen helfen.

Als Anwendungsbeispiel kann auf einer digitalen Landkarte am PC eine geplante Straßen-trasse eingezeichnet werden. Eine Auflistung der Landschaftselemente mit ihrer Flächenausdehnung, die voraussichtlich beeinflusst werden, wird als Ergebnis bereitgestellt. So können die ökologischen Auswirkungen von mehreren Straßenvarianten, bereits am Computer abgeschätzt und grob bilanziert werden.

Die Datenbank besteht einerseits aus Daten, die tatsächlich landesweit erhoben wurden, und aus Daten, die nur als Stichprobe vorliegen. Für Daten, die mit einer bestimmten Vertrauenswahrscheinlichkeit dargestellt werden, wird zusätzlich die Standardabweichung angegeben.

Die landesweite Datenbank eignet sich zusammenfassend für die wissenschaftliche Forschung, die Raumplanung und als Grundlage für Förderungsprogramme. Langfristig sollte eine ähnliche Datenbank auch für Österreich geplant werden.

Das CIS kann zu abgestuften Preisen von Universitäten, Ökologiebüros und staatlichen Organisationen beim Institute of Hydrology, Oxfordshire OX10 8BB, England (Tel.:0044-1419-838800) erworben werden (Beschreibung des CIS nach Informationsblatt des Department of Environment und NERC, 1995).

Eine ähnliche Methodik wird vom ITE auch für ein **Monitoring der Environmental Sensitive Areas (ESA)** (HOOPER, 1992) verwendet, das nach einer ersten Testphase nun von 1996 bis 2006 durchgeführt wird. ESA-Gebiete wurden erstmals 1987 ausgewiesen und sind Schutzgebiete für Tier- und Pflanzenwelt, der Landschaft und der historischen Lebensgemeinschaften in extensiv genutzten Kulturlandschaften, die durch Intensivierung akut bedroht sind.

Das Monitoringprogramm teilt sich in ein **Background Monitoring** und ein **Prescription Monitoring** (CUMMINS, 1995). Das Background Monitoring ist, wie der CS 1990, eine Stichprobenkartierung im Quadratkilometer-Rasters mit ergänzenden Dauerflächen. Dadurch soll der Landschaftswandel festgehalten werden. Das Prescription Monitoring findet gezielt auf dem Land von Bauern statt, die im Förderungssystem für extensive Bewirtschaftung registriert sind, wobei hier einzelne Landschaftselemente (Bsp.: Hecken) untersucht werden, die zuvor als Zieltypen definiert wurden.

4.25.1.2 Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS)

In Deutschland wird ebenfalls eine landesweite Stichprobenerhebung der Landschaftsausstattung vorbereitet, die sich methodisch grob am "Countryside Survey 1990" orientiert. Sie soll in die **"Umweltökonomische Gesamtrechnung" (UGR)** des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden integriert werden (BACK et al., 1996). Ziel ist es, ein bundesweit einheitliches Informationssystem über den Zustand und Wandel von Biotoptypen zu schaffen.

Eine Landesklassifizierung wurde durch die Verschneidung von 28 Standortstypen (abiotische, zeitlich unveränderliche Parameter) und der CORINE Land-Cover-Bodenbedeckungsdaten durchgeführt.

In der Untersuchungsebene I werden Indikatoren zur Landschaftsstruktur in Quadratkilometer-einheiten erfaßt. Die Ebene II umfaßt den Artbestand bestimmter Biotoptypen mittels Dauerflächen (HOFMANN-KROLL et al., 1995).

Die Testgebiete sind Berlin, Brandenburg und Thüringen, wo mittels Zufallsauswahl 70 Stichprobenflächen erhoben wurden.

4.25.1.3 Ökosystemare Umweltbeobachtung

Vegetationsökologisches Monitoring spielt auch in umfassenden ökosystemaren Konzepten eine wichtige Rolle. Beispielgebend muß das Pilotprojekt "MAB-Projekt 6 Ökosystemforschung Berchtesgaden" (KERNER et al., 1991) genannt werden. Dieses Projekt wird nun als "Pilotprojekt für Biosphärenreservate" weitergeführt und soll in mehreren Biosphärenreservaten erprobt werden (SCHÖNTHALER et al., 1994). Ziel ist es, eine sektorübergreifende Umweltbeobachtung im Sinne eines integrierten, ökosystemar verstandenen Monitorings zu initiieren. Vegetationskundliches Monitoring wird auf Individuen-, Populations- und Landschaftsebene eingesetzt und ist nur ein Baustein eines "Ökologischen Bilanz-Modells", mit dem entscheidende Ökosystemgrößen gemessen werden. Im Vordergrund steht die Bilanzierung von Stoff-, Energie- und Wasserbewegungen in den Ökosystemen (SCHÖNTHALER et al., 1994).

4.25.2 Mikrokartierungen

Unter Mikrokartierungen werden kleinräumige Kartierungen mit hoher Auflösung verstanden. Der Kartierungsmaßstab sollte weit unter 1:5.000 liegen. Auch wenn von Landschaftsebene gesprochen werden kann, bearbeitet die Mikrokartierung primär Habitate und kleinräumige Landschaftselemente (Hektarbereich). Die hohe Auflösung erlaubt oft noch die Unterscheidung einzelner Pflanzenindividuen.

4.25.2.1 Sigmakartierung

SCHWABE (1991) empfiehlt die Kartierung mittels **Sigmaten** für die Analyse von Veränderungen auf der Landschaftsebene. Sigmeten sind Vegetationskomplexe, die sich mit einer gewissen Regelmäßigkeit aus bestimmten Vegetationstypen zusammensetzen, genauso wie sich Pflanzengesellschaften aus bestimmten Kenn- und Trennarten zusammensetzen. Mit der Sigma-Aufnahme kann eine Typisierung von Landschaftsteilen durchgeführt werden. Bei der Sigmakartierung wird das Kartierungselement nicht kartographisch dargestellt, sondern als Fläche mengenmäßig geschätzt. Die Sigmakartierung gilt als zeitsparende Methode, die außerdem sehr kleinräumige Vegetationsbestände und Mosaik quantitativ erfassen kann. Diese können in gängigen Kartierungsmaßstäben nicht kartographisch dargestellt werden und werden daher auch nicht erhoben. SCHWABE (1991) verwendete eine durchschnittliche Aufnahmegröße von 2-4 ha für extensiv bewirtschaftete Bürstlingsrasen und Zwergstrauchheiden. Mit dieser Methode können sowohl quantitative als auch qualitative Veränderungen effizient erfaßt werden. Um die Veränderungen zu erklären, wurden zusätzlich Dauerflächen und pflanzensoziologische Aufnahmen verwendet. Die Sigmakartierung hat den Vorteil, daß keine kartographische Darstellung erfolgt, aber trotzdem eine quantitative Analyse von Landschaftselementen möglich ist.

4.25.2.2 Mikrokartierungen auf großmaßstäblichen Luftbildern

Luftbilder im Maßstab von 1:200-1:5.000, die mittels einfacher Methoden hergestellt wurden, eignen sich gut für Mikrokartierungen.

Im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel wurde anhand von selbst hergestellten großmaßstäblichen Luftbildern eine Detailkartierung von ca. 25 ha Fläche durchgeführt (TRAXLER et al., 1995). Auf den Luftbildern können Bestände ab 2 m Durchmesser kartographisch erfaßt werden.

Neben den Pflanzengesellschaften und den dominierenden Arten wurden in jeder abgrenzbaren Einzelfläche detaillierte Strukturparameter und der Beweidungsgrad erhoben. Durch die Bearbeitung im GIS und die Verknüpfung der Polygonzüge mit der Kartierungsdatenbank können übersichtliche Themenkarten rasch erstellt werden. Beispielsweise kann jedes Polygon in der Themenkarte "Vegetationsdeckung" einer fünfstufigen Deckungsskala farblich zugeordnet werden. Oder es werden jene Flächen mit einer durchschnittlichen Vegetationshöhe von unter 20 cm in einer eigenen Karte dargestellt. Weitere Themenkarten können zu Beweidungsintensität, Verbuschung, Horststrukturen, Salinitätszeiger und Pflanzengesellschaften erstellt werden. Alle erhobenen Werte sind eine Momentaufnahme und können jederzeit durch einen aktuellen Kartierungsdurchgang neu erhoben werden. Dadurch erreicht man ein Monitoring auf Landschaftsniveau mit hoher Auflösung, das genaue Flächenbilanzen der feinen Veränderungen in der Vegetationsstruktur erlaubt. Ebenso werden dadurch die Ergebnisse von kleinen Dauerflächen besser auf das gesamte Untersuchungsgebiet übertragbar.

KUHN (1994) empfiehlt die flächige Anwendung von Echtfarbenluftbildern im Maßstab von 1:2.000 für die Beobachtung der Eutrophierung und das Eindringen von Röhrichtarten in nährstoffarme Standorte, die Verbrachung von ehemals genutzten Wiesen und für Verbuschungsphänomene. Es können einzelne Gehölze, aber auch auffällige Blütenpflanzen (Trollblume) erkannt werden. Für Detailfragen verwendet KUHN (1994) den Maßstab 1:500.

4.25.3 Semiprofessionelle Methoden zur Herstellung von Luftbildern

Da Luftbilder meist nur im Maßstab von 1:5.000 aufwärts erhältlich sind, werden hier mehrere Methoden vorgestellt, um Luftbilder selbst anzufertigen. Oft sind diese Methoden aber im Vergleich zum Ergebnis nicht kosteneffizient.

4.25.3.1 Heißluftballons

Um Luftbilder vom steirischen Rotmoos anzufertigen, führte ULLMANN (1971) eine frühe Pionierarbeit mit dem Kunststoffballon durch. An einen 6 x 1,5 m großen gasgefüllten Kunststoffschlauch, der an der Leine bis 240 m Höhe emporsteigen konnte, wurde eine Kamera (50 mm Brennweite) mit Fernauslöser angebracht. Mit Hilfe von Fotografien wurde eine Vegetationskartierung durchgeführt. Die aussagekräftigsten Aufnahmen, in denen ausreichend feine Details sichtbar waren, wurden von 5-50 m Höhe aufgenommen. In einem 25 m Raster wurde Zeitungspapier ausgelegt, um die Verzerrung zu überprüfen.

Eigene Versuche mit einem gasgefüllten **Wetterballon** am Illmitzer Zicksee (Seewinkel) brachten nur bedingt brauchbare Ergebnisse. Auf einen Wetterballon mit einem Durchmesser von ca. 1,5 m wurde eine kleine Autofokuskamera (35 mm) angebracht, die mittels einer Aufhängevorrichtung immer in die Lotrechte pendelt. Die Kameraauslösung erfolgte mittels Kabel, das um das Tragseil (max. 100 m) gewickelt war. Die Kamera sollte in ein stoßfestes Gehäuse eingebettet sein, weil es zum Zerplatzen des Ballons kommen kann. Um den Ballon genauer und stabiler positionieren zu können, sollten vier Tragschnüre verwendet werden, was aber vier Mitarbeiter verlangt.

Die Bilder eignen sich gut für qualitative Vergleiche von kleinräumigen Mosaikstrukturen. Quantitative Analysen sind aufgrund der Verzerrung nur schwer möglich. Die Einbettung der Dauerflächen in ihr Umfeld wird aber verdeutlicht und Mikrostrukturen sind gut erkennbar. Farbfotografien aus diesen Höhen grenzen hauptsächlich Strukturunterschiede (Vegetationshöhe, Deckung) ab. Strukturell ähnliche Bestände mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung werden nicht getrennt wahrgenommen.

Nachteile

Ballons sind windanfällig, was einerseits zu verwackelten Bildern führt, aber auch die Kamera immer aus der Lotrechten pendeln läßt. Es entstehen daher oft Schrägbilder. Aufgrund der Verwackelungsgefahr sollte eine Verschußzeit von 1/500stel verwendet werden, wobei nur bei voller Sonneneinstrahlung ein 100 ASA Film angebracht ist. Bei leichter Bewölkung müssen schon mindestens 200-400 ASA Filme verwendet werden. Ähnliche Erfahrung sammelte auch ULLMANN (1971).

Der Bildausschnitt kann nicht exakt vorhergesehen werden. Die Größe des Bildausschnitts kann aber bei einer konstanten Brennweite für bestimmte Flughöhen noch vor dem Flug berechnet werden und leistet im Feld wertvolle Hilfe.

Es empfiehlt sich auf jeden Fall, von jedem fotografischen Objekt eine ganze Serie von Bildern anzufertigen, da nur wenige Fotos wirklich lotrecht und mit dem gewünschten Bildausschnitt aufgenommen werden.

Kunststoffballons sollten nur einmal verwendet werden, weil sie leicht platzen. Das bedingt, daß nur billige Autofokus-Kameras verwendet werden sollten.

Die Tragkraft von Wetterballons ist gering.

Vorteile

Wetterballons sind klein, preiswert und können mit kleinen transportablen Gasflaschen gefüllt werden. Die Aufhängevorrichtung kann aus Schnüren und Aluminiumstäben leicht gebastelt werden.

Empfehlung

Die Methode kann für großmaßstäbliche Luftbilder als einfache, selbst herstellbare und kostengünstige Alternative empfohlen werden, wenn nur qualitative Information über die räumliche Verteilung von Vegetationstypen oder die Einbettung der Dauerflächen in ihr Umfeld benötigt wird. Wetterballons werden als kostengünstige Variante für die Fotodokumentation von Ausgrabungen in der Archäologie verwendet (POSAMENTIR mündl.).

Ähnliche Probleme wie Verwacklung, ungewollte Schrägaufnahmen und sehr hohe Absturzgefahr treten bei Verwendung von **Flugdrachen** auf (GRÜNWEIS, mündl.).

4.25.3.2 Zeppelin

Für die Anfertigung großmaßstäblicher Luftbilder der renaturierten Mülldeponie Spitzau wurde von TRAXLER & KORNER (unveröff.) ein ca. 6 m langer Zeppelin am Halteseil verwendet.

Aufgrund der höheren Tragfähigkeit kann sowohl eine schwere Spiegelreflex-Kamera und zusätzlich eine kleine Videokamera angebracht werden. Die stabförmige Videokamera ist an den Sucher der Fotokamera angeschlossen und überträgt den tatsächlichen Bildausschnitt mittels Kabel auf einen kleinen tragbaren Monitor. Mittels Fernsteuerung wird die Autofokus-Kamera ausgelöst, aber auch die Brennweite des Zoomobjektivs (35-70 mm) verändert. Zusätzlich kann die Kamera mittels kleiner Motoren ferngesteuert in jede Richtung bewegt werden, wodurch auch gezielte Schrägaufnahmen möglich sind.

Trotz hohem Aufwand kam es zu einer Reihe von technischen Gebrechen, und der Flug mußte einmal abgebrochen und verschoben werden. Böiger Wind machte die Kameraufhängung funktionsuntüchtig und unterbrach die Videoübertragung. Beim nächsten Versuch störten Funksignale von Flugzeugen die ferngesteuerte Kameraauslösung, da das Gebiet in einer Einflugschneise eines Flughafens liegt.

Nach hohem zeitlichem Aufwand waren die Ergebnisse befriedigend. Es liegen lotrechte Detail- und Übersichtsbilder und überblicksartige Schrägaufnahmen der Deponie in ausreichender Qualität vor. Eine Entzerrung der auf den Luftbildern basierenden Detailkartierung ist im GIS mit etwas Genauigkeitsverlust möglich, weil weiße eingemessene Kunststoffplatten als Referenzpunkte ausgelegt wurden.

Vorteile

Der Zeppelin liegt bei leichtem bis mittelstarkem Wind relativ ruhig in der Luft. Aufgrund der hohen Tragkraft kann sowohl eine Kamera und eine Videokamera montiert werden. Zeppelins zerplatzen im allgemeinen nicht.

Nachteile

Die Methode funktioniert nur mit aufwendiger Ausrüstung, viel praktischer Erfahrung und optimalen Bedingungen (Windstille) wirklich befriedigend. Technische Probleme treten regelmäßig auf. Ein Zeppelin ist im Gelände unhandlich zu transportieren. Die Miete eines fertig ausgestatteten Zeppelins mit geschultem Personal ist relativ teuer.

Zeppelins, die bereits mit Kamera ausgestattet sind, können bei Firmen gemietet werden, die damit kommerziell Wohnhäuser fotografieren oder Werbezeppelins vermieten.

Für professionelle und künstlerische Luftfotografie werden auch lenkbare Zeppelins ohne Tragseil verwendet, die ferngesteuert manövriert werden und technisch perfekt ausgestattet sind. Die hohe Miete steht aber kaum im Verhältnis zur hohen Qualität der Bilder.

4.25.3.3 Kleinflugzeuge

TRAXLER et al. (1996) fertigte Luftbilder vom Hutweidegebiet im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel von einem zweisitzigen Flugzeug aus an.

Erleichternd kam hinzu, daß diese Flugzeuge zum Vertreiben der Stare aus den Weingärten eingesetzt werden, und daher nur eine minimale Flughöhe von wenigen Metern einhalten müssen. Zusätzlich wurde eine Seitenfront des Flugzeuges völlig hinuntergeklappt, und die Kamera konnte lotrecht nach unten zeigend neben dem Flugzeug gehalten werden.

In nur 90 Minuten konnte ein großes Gebiet sowohl im Detail als auch mittels Übersichtsaufnahmen redundant fotografiert werden. Die Qualität der Aufnahmen war, mit wenigen Ausnahmen, gut.

Vorteile

Der Flug war in der Gesamtkalkulation viel günstiger als die Anfertigung von Ballon- oder Zeppelifotos, und die Qualität der Bilder war besser.

Nachteile

Normalerweise stehen nur Sportflugzeuge zur Verfügung, die in mindestens 300 m Höhe fliegen müssen und während des Fluges vollständig verschlossen sind. Auch wenn das Flugzeug eine steile Kurve macht, erhält man nur Schrägbilder, die sich für quantitative Raumanalysen nicht eignen. Es muß also darauf geachtet werden, daß die Möglichkeit besteht, die Kamera neben dem Flugzeug lotrecht zu halten, was bei einigen Leichtflugzeugtypen möglich ist.

Selten werden **Modellflugzeuge** oder -hubschrauber für die Luftbilderstellung eingesetzt. Eine Eigenkonstruktion ist zeitaufwendig und die Handhabung muß langwierig erlernt werden. Modellhubschrauber besitzen im Flug hohe Vibrationen. Deswegen muß die Kamera vibrationsfrei eingebaut werden, was sehr aufwendig ist. Fertig ausgestattete Modelle können unter Umständen von Hobbybastlern oder in Modellbaugeschäften gemietet werden.

4.26 Fernerkundungstechniken für vegetationsökologisches Monitoring

von Hannes Hausherr

4.26.1 Summary

Remote sensing is a useful tool for detecting the spatial and qualitative change in vegetation patterns. With the help of photographic and electronic sensors, the electromagnetic reflections and/or emissions from objects can be detected, imaged and analysed, from UV to microwave wavelengths.

Since the radiation in different portions of the electromagnetic spectrum has unique characteristics, each region of the spectrum provides different information about a specific object. Similarly, different wavelengths of radiation are disrupted to varying degrees by given atmospheric conditions.

Thus:

☞ high frequency ⇒ high resolution ⇒ lots of atmospheric disruption

☞ low frequency ⇒ limited resolution ⇒ little atmospheric disruption

Remote sensing can be conducted from certain platforms. In general three types of platform can be differentiated:

- Satellites
- Aircraft
- Ground-based platforms.

From these platforms, the electromagnetic radiation can be recorded from objects on the earth surface, through photographic and/or electronic sensors. While electronic sensors predominate on satellites, on the ground and in aircraft mainly photographic sensors are used.

For the most part, the type of sensor determines the resolving type of image analysis. Traditional (visual) image analysis is performed mainly with photographic images, modern (computerized) image analysis with digital images (digital image processing). For long term monitoring and additional analytical step must be included. Single images, recorded at different points in time are compared with each other to analyse possible changes (change analysis). Primarily satellites and aircraft are used as platforms for investigations on a regional or landscape scale. However, there are a number of projects that utilise aircraft or ground-based remote sensing for detailed investigations (down to an individual scale). Low-cost remote sensing systems (digital or videocamera) are often used in such investigations.

4.26.2 Einleitung

Fernerkundung (remote sensing) ist das Aufnehmen, Auswerten (Interpretieren) und Darstellen von Erscheinungen auf der Erdoberfläche, ohne mit diesen in direkten Kontakt zu kommen, also die Gesamtheit der Methoden, die das kontaktlose wissenschaftliche Beobachten und Erkunden eines Gebietes aus der Ferne erlauben (LÖFFLER, 1994; THEILEN-WILLINGE, 1993). Obwohl Fernerkundung hauptsächlich von Flugzeugen und Satelliten aus durchgeführt wird, ist man nicht auf diese Flugkörper beschränkt. Fernerkundung kann ebenso von anderen Flugkörpern wie Modellflugzeugen, Heißluftballons etc. oder vom Erdboden aus durchgeführt werden. Sogar das Betrachten von Objekten wird als Fernerkundung bezeichnet (BUDD, 1991; LILLESAND & KIEFER, 1994), wodurch auch einige vegetationskundliche Methoden als Fernerkundung bezeichnet werden könnten. Wir wollen uns jedoch hier auf die Erfassung der räumlichen Ausbreitung von Entitäten (Individuen, Populationen, Pflanzengesellschaften, Biozönosen,

Biotope, etc.) und deren spektralen Eigenschaften mittels **künstlicher Sensoren** beschränken. Während beim visuellen Betrachten nur der sichtbare Bereich der Strahlung erfaßt wird, kann mittels Fernerkundung der gesamte Spektralbereich zwischen UV-Strahlung und Mikrowelle erfaßt werden (siehe Abb. 61). Objekte der Erdoberfläche (z. B. Vegetationseinheiten) strahlen (reflektieren bzw. emittieren) in bestimmten Spektralbereichen unterschiedlich stark, daher können sie mittels Fernerkundung unterschiedlich gut erkannt, unterschieden und abgegrenzt werden.

Fernerkundung wird von verschiedenen Plattformen aus durchgeführt. Auf jeder Plattform können verschiedene Sensoren eingesetzt werden.

Ein besonderer Schwerpunkt der Fernerkundung liegt in der Bildanalyse. Hierbei wird zwischen herkömmlichen (visuellen) und modernen (automatisierten) Verfahren unterschieden.

Bei Dauerbeobachtungen (Monitoring) werden mehrere zeitlich getrennten Einzelaufnahmen miteinander verglichen, daher sind alle Methoden, die bei Einzeluntersuchungen verwendet werden (in Abhängigkeit von Fragestellungen und Anforderungen) auch für Dauerbeobachtungen (Monitoring) geeignet.

4.26.3 Spektrale Eigenschaften von Objekten

Fernerkundung beruht auf dem Prinzip, daß verschiedene Objekte in bestimmten Spektralbereichen unterschiedlich stark reflektieren oder emittieren. Dieses für jedes Objekt charakteristische (Reflexions-) Muster wird als seine spektrale „Signatur“ bezeichnet.

Bei der spektralen Signatur von Vegetationsoberflächen ist die Zusammensetzung von lebender und toter Vegetation und unbedecktem Boden maßgebend. In sehr lockerer Vegetation kann die Hintergrundreflexion des Bodens (bzw. Untergrundes) mehr Einfluß auf die spektrale Signatur der Vegetation haben als deren floristische Zusammensetzung (SCHREILECHNER, 1995b).

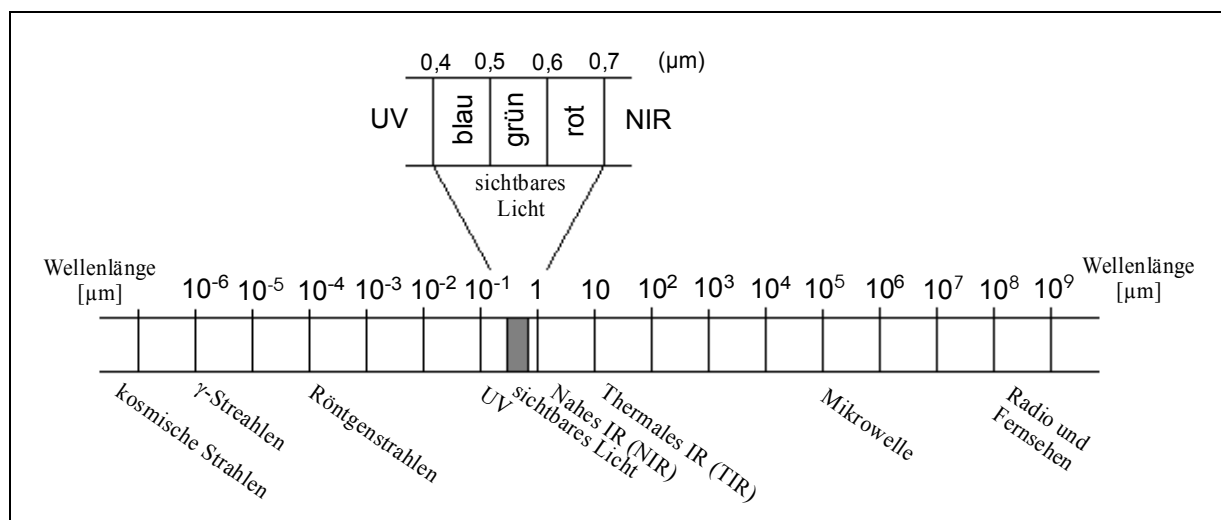


Abb. 61: Das elektromagnetische Spektrum (nach LILLESAND & KIEFER, 1994. Abgedruckt mit freundlicher Genehmigung vom John Wiley & Sons-Verlag, Alle Rechte vorbehalten.

Geschlossene lebende Vegetation besitzt eine charakteristische spektrale Signatur (siehe Abb. 62). Die starke Absorption des sichtbaren Lichtes im Blau- und Rot-Bereich lassen die Vegetation grün erscheinen. Die Reflexion des grünen Lichtes ist jedoch bedeutend niedriger als die Reflexion im IR-Bereich. Da große Unterschiede in der Reflexion von NIR (nahes Infrarot) zwischen einzelnen Pflanzenindividuen, -arten und Vegetationseinheiten festzustellen sind, wird dieser Frequenzbereich häufig für vegetationskundliche Untersuchungen verwendet.

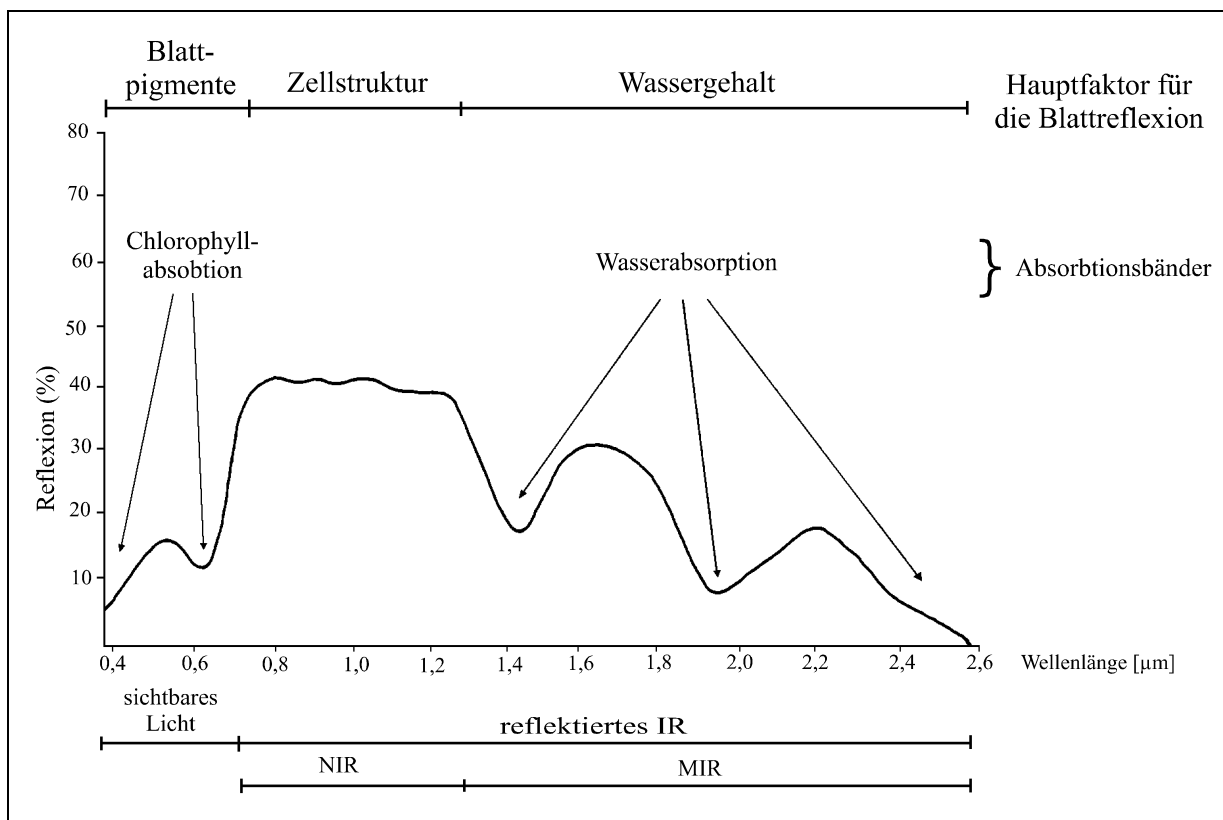


Abb. 62: Reflexionscharakteristik von grüner Vegetation (nach HOFFER & JOHANNSEN, 1968 in BUDD, 1991).

Die Reflexion von lebender Vegetation hängt in erster Linie von folgenden Faktoren ab (GAUSMAN, 1977 in BUDD, 1991):

- ☞ Wassergehalt
- ☞ Zellstruktur
- ☞ Chlorophyllgehalt und
- ☞ Pflanzenstruktur.

Zusätzlich spielen noch Blattstellung, Vegetationsdichte und Beleuchtungsichte eine Rolle (SCHREILECHNER, 1995b).

Verschiedene Spektralbereiche werden an bestimmten Teilen der Pflanze reflektiert. Somit gibt die reflektierte Strahlung Aufschluß über Morphologie und Zustand der Pflanze. Strahlung im Rot- und Grün-Bereich wird an den Pigmenten reflektiert und läßt somit Rückschlüsse über den Chlorophyllgehalt der Pflanze zu. Bei Streßeinwirkung kann die Chlorophyllproduktion herabgesetzt bzw. eingestellt werden. Das Ergebnis ist eine geringere Absorption im Blau- und Rot-Bereich. Die Reflexion im Rot-Bereich kann dadurch soweit ansteigen, daß die Farbe der Pflanze auf gelb umschlägt (LILLESAND & KIEFER, 1994, SCHREILECHNER, 1995b).

NIR-Strahlung wird an den Interzellulären des Mesophylls reflektiert. Da zwischen verschiedenen Pflanzenarten große morphologische Unterschiede im Blattaufbau bestehen, variieren die Reflexionseigenschaften im NIR-Bereich zwischen einzelnen Pflanzenarten (v. a. Nadel- und Laubbäumen) sehr stark. So können Objekte, die im sichtbaren Spektralbereich nahezu idente Reflexionseigenschaften besitzen, im NIR-Bereich große Unterschiede aufweisen (siehe Abb. 63) Wenn durch Streßeinwirkung die Interzellularen kollabieren, kann es zu großen Reflexionsunterschieden innerhalb der selben Spezies ja sogar des selben Individuums kommen.

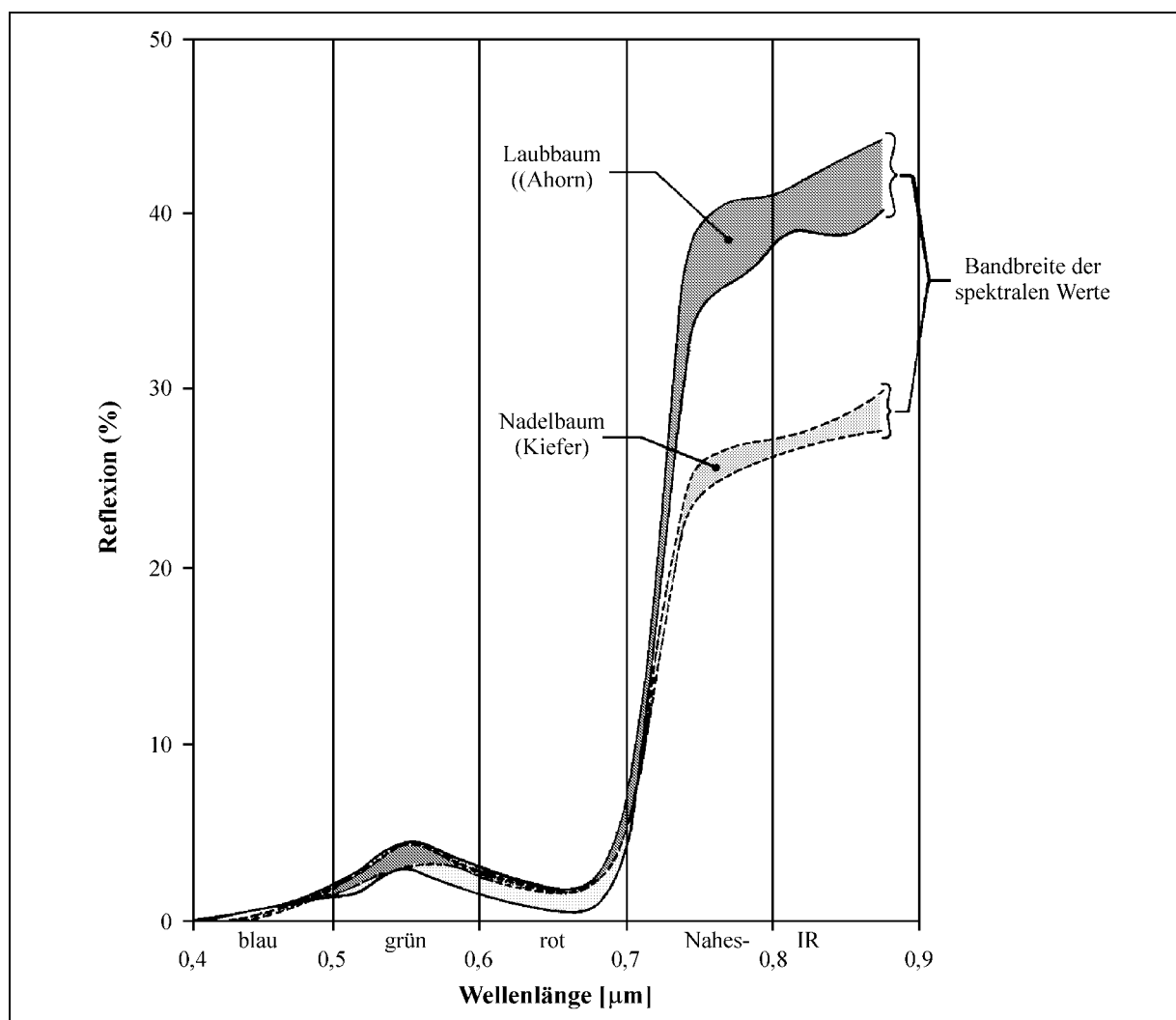


Abb. 63: Generalisierte spektrale Reflexionsbereiche von Laub- und Nadelbäumen (nach LILLESAND & KIEFER, 1994). Abgedruckt mit freundlicher Genehmigung vom John Wiley & Sons-Verlag, Alle Rechte vorbehalten

MIR (Mittleres IR) Strahlung wird vom Wasser in den Blättern im Bereich der „Water Absorption Bands“ (1,4; 1,9; und 2,7 μm) stark absorbiert. Die Reflexion in diesem Bereich ist somit ein gutes Maß für den Wassergehalt in den Blättern.

TIR (Thermales IR) Strahlung wird als Wärmestrahlung von Objekten emittiert. Diese Emission kann tageszeitlich stark schwanken. Wasser und Objekte mit hohem Wassergehalt (z. B. frische Vegetation, Wald) erscheinen tagsüber kühler, nachts jedoch wärmer als Objekte mit geringem Wassergehalt (z. B. trockene Vegetation, Fels, trockener Boden).

Mikrowellen werden in Radarsystemen (aktive Systeme) verwendet. Ihre Reflexion hängt in hohem Maße von der elektrischen Eigenschaft (Dielektrizitätskonstante) der Objekte auf der Erdoberfläche ab. Wasser besitzt eine bis zu zehn mal höhere Dielektrizitätskonstante als andere, trockene Objekte. Daher hängt die Reflexionsstärke von Objekten stark von ihrem Wassergehalt ab (vergleiche LILLESAND & KIEFER, 1994).

Bestimmte Einflüsse auf Objekte können unterschiedliche Auswirkungen auf ihr Reflexionsverhalten haben. Zum Beispiel erhöht Schwermetallverschmutzung die Reflexion der Vegetation im Spektralbereich von 475-660 nm während sie die Reflexion im Spektralbereich größer 850 nm vermindert.

Tab 42: Übersicht über den Informationsgehalt der unterschiedlichen Spektralbereiche.

Spektralbereich	Reflexionsort	Information über
grünes Licht	Pigmente	Chlorophyllgehalt, Vitalität
rotes Licht	Pigmente	Chlorophyllgehalt, Vitalität
NIR	Interzellularen im Mesophyll	Blattmorphologie, Wasserstreß, Vitalität, Biomasse
MIR		Wassergehalt der Blätter
TIR	Oberfläche (Emission)	Wärmestrahlung, Vitalität, klimatische Verhältnisse
Mikrowelle	Oberfläche, Wasser	Oberfläche, Wassergehalt

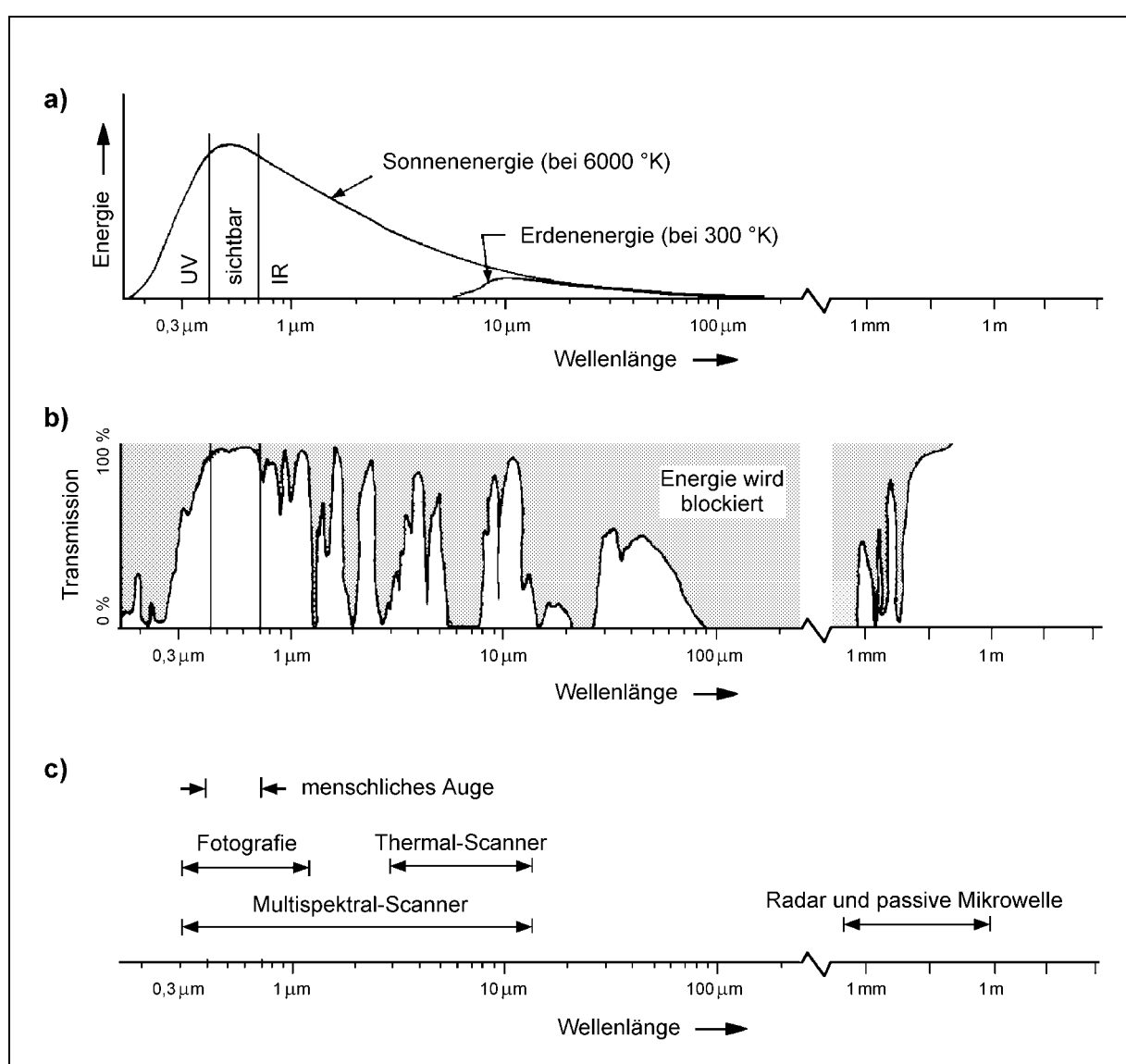


Abb. 64: Spektrale Eigenschaften von (a) Energiequellen, (b) atmosphärischen Effekten und (c) Fernerkundungssystemen (nach LILLESAND & KIEFER, 1994). Abgedruckt mit freundlicher Genehmigung vom John Wiley & Sons-Verlag, Alle Rechte vorbehalten.

In der Atmosphäre werden bestimmte Frequenzen durch Streuung und Absorption an Luftmolekülen mehr oder weniger stark gestört bzw. blockiert. Nur im Bereich der „atmosphärischen Fenster“ kann die reflektierte oder emittierte Strahlung der Objekte auf der Erdoberfläche zu bestimmten Sensoren gelangen. Solche „atmosphärischen Fenster“ befinden sich im Spektralbereich des gesamten sichtbaren Lichtes und teilweise im UV, im IR ($3\text{--}5\text{ }\mu\text{m}$ und $8\text{--}12\text{ }\mu\text{m}$) Bereich und im Mikrowellenbereich ($1\text{ mm--}1\text{ m}$, siehe Abb. 64).

4.26.4 Plattformen und Sensoren

Um die Reflexion von Objekten der Erdoberfläche zu messen, benötigt man Sensoren, die von bestimmten Plattformen (siehe Abb. 65) getragen werden. Die zwei wichtigsten Eigenschaften der Sensoren sind ihre räumliche und ihre spektrale Auflösung (BUDD, 1991).

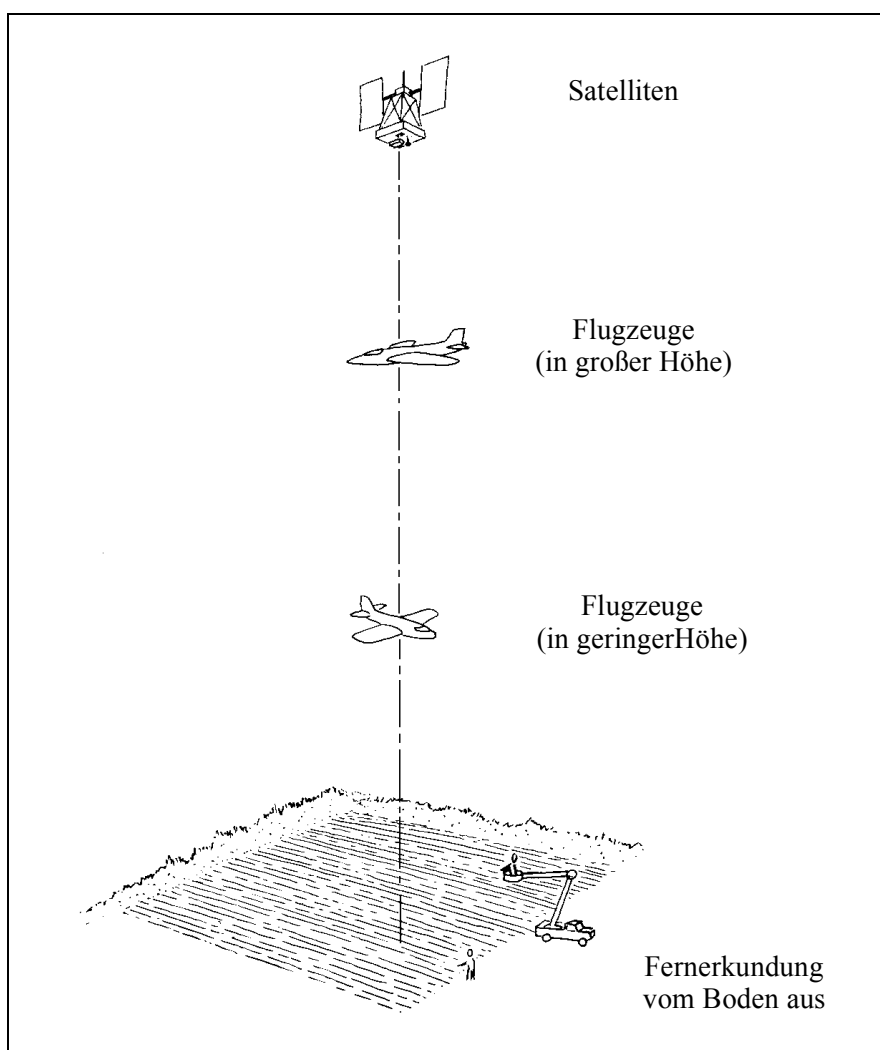


Abb. 65:
Plattformen der
Fernerkundung (nach
LILLESAND & KIEFER,
1994). Abgedruckt mit
freundlicher Genehmigung
vom John Wiley &
Sons-Verlag, Alle Rechte
vorbehalten.

Die räumliche Auflösung ist definiert als die Größe eines Objektes, das vom Sensor gerade noch separat von seiner Umgebung „gesehen“ werden kann (LILLESAND & KIEFER, 1994).

Die spektrale Auflösung ist definiert als der Wellenlängenbereich und die Anzahl der Bänder im Spektrum, in denen der Sensor empfindlich ist (BUDD, 1991).

In der Fernerkundung unterscheidet man zwischen aktiven und passiven Systemen:

☞ **passive Systeme** messen die natürliche Reflexion oder Emission von Objekten der Erdoberfläche. Sie sind reine Empfänger. Energiequelle ist in den meisten Fällen die Sonne. Die auf die Erdoberfläche gelangende Sonnenstrahlung wird von verschiedenen Objekten reflektiert und von Fernerkundungssensoren aufgenommen. Im Thermalbereich (**T**hermales **I**nfrarot – TIR) überwiegt die Wärmestrahlung der Erdoberfläche gegenüber der Sonnenreflexion. Sensoren (Thermalscanner), die TIR-Strahlung messen, sind unabhängig von der Sonneneinstrahlung. Da es tagsüber jedoch zu störenden Überlagerungen kommt, werden TIR-Aufnahmen meist nachts durchgeführt. Die geringe Strahlungsenergie limitiert zusätzlich die räumliche Auflösung.

☞ **aktive Systeme** senden Strahlung aus und messen deren Reflexion von der Erdoberfläche. Diese Systeme, die v. a. im Mikrowellenbereich (Radar) arbeiten, sind unabhängig von Sonneneinstrahlung, Bewölkung, Nebel und Rauch.

4.26.4.1 Satelliten

Satelliten umkreisen in unterschiedlicher Höhe meist regelmäßig die Erde. Je nach Flughöhe und Streifenbreite (die Breite des Streifens der bei einer Erdumrundung aufgenommen werden kann) dauert eine Repetition (Wiederholzeit für ein neues Bild jedes Punktes der Erdoberfläche) unterschiedlich lang. Bei Satelliten mit schwenkbaren Sensoren (SPOT, Space Imaging, Earth Watch) kann die Repetitionszeit verkürzt werden. Da hochauflösende Sensoren meist nur einen schmalen Streifen der Erdoberfläche abdecken, dauert eine Repetition dementsprechend länger als bei Satelliten mit Sensoren mit geringer räumlicher Auflösung.

Neben den sogenannten „operationellen Satelliten“ gibt es noch eine Reihe von Einzelmissionen (Spacelab, Spaceshuttle, russische Satelliten, etc.). Bei Satelliten werden sowohl fotografische als auch elektronische Sensoren eingesetzt, der Schwerpunkt (der auf Satelliten eingesetzten Sensoren) liegt jedoch eindeutig auf Seite der elektronischen Sensoren.

4.26.4.1.1 Fotografische Sensoren¹

Fotokameras besitzen meist eine höhere räumliche Auflösung (bis unter 1 m x 1 m) als elektronische Sensoren. Der Nachteil ist, daß sie nur einen schmalen Spektralbereich erfassen (bis max. 0,9 µm) und daß die belichteten Filme zur Erde gebracht werden müssen. Dies bedingt eine mehr oder weniger große Zeitverzögerung zwischen Aufnahme und Bildverarbeitung.

Fotokameras sind vor allem auf russischen Satelliten und der Raumstation MIR installiert. Die Kameras auf russischen Satelliten nehmen die Erdoberfläche nicht kontinuierlich auf, wodurch die Daten nicht für alle Gebiete laufend verfügbar sind (BECKEL, 1996).

Tab 43: Übersicht über die wichtigsten hochauflösenden russischen Weltraumaufnahmen
(Quelle: KRAUS & SINDHUBER, 1996)

Plattform	AUSTRO-MIR	RESUS-F1	KOSMOS	RESUS
Flughöhe	400 km	270 km	220 km	240 km
Kamera	KFA-1000	KFA-1000	KWR-1000	KFA-3000
Brennweite	1.000 mm	1.000 mm	1.000 mm	3.000 mm
Bildmaßstab	1:400.000	1:270.000	1:220.000	1:80.000
geometr. Auflösung (verfügbar)	8 m Pixel	5-12 m Pixel	2-3 m Pixel	2 m Pixel
Film	2schichtig 560-810 nm	pan + 2schichtig 570-800 nm	pan + 2schichtig 560-800 nm	pan 570-710 nm

¹ siehe auch Flugzeug-Fotokameras.

4.26.4.1.2 Elektronische Sensoren

Elektronische Sensoren haben den Vorteil, daß die Daten zur Erden gefunkt werden. Die Daten stehen somit sofort zur Verfügung². Außerdem können ein größerer Spektralbereich und mehrere voneinander getrennte Spektralbereiche in separaten Kanälen erfaßt werden.

Die häufigsten Instrumente sind Multispektralabtaster.

4.26.4.1.3 Multispektralabtaster (Scanner)

Multispektralabtaster tasten die Erdoberfläche quer zur Flugrichtung zeilenförmig ab. Sie messen die einfallende Strahlung mittels elektronischer Detektoren, die nur für bestimmte spektrale Bereiche empfindlich sind. Man kann hierbei zwischen zwei Systemen unterscheiden:

OPTO-MECHANISCHE ABTASTER (across-track multispectral scanning)

Bei diesen Systemen wird die Strahlung über schnell bewegliche Drehspiegel und ein optisches System (Prismenoptik) von einem Sensor pro Spektralbereich für jede Bildzeile erfaßt (LÖFFLER, 1994). Die Sensoren der Landsat-Satelliten, Thematic Mapper (TM) und Multi Spectral Scanner (MSS) gehören zu dieser Kategorie von Sensoren.

Nachteil ⇒ Zeitverschiebung im Abtasten einer Zeile

Projektion ⇒ panoramisch

Tab. 44: Übersicht über die wichtigsten aktiven oder geplanten Satelliten (Quelle: LÖFFLER, 1994; LEBERL & KALLIANY, 1996 und FRITZ, 1996).

Satellit (Aufnahme-system)	Flughöhe [km]	Streifenbreite [km]	räumliche Auflösung [m]	Wellenlänge der Kanäle [µm]	Repetition [Tage]
NOAA (AVHRR)	850	3.000	1.100 x 1.100	1 ⇒ 0,58-0,68 2 ⇒ 0,725-1,1 3 ⇒ 3,55-3,93 4 ⇒ 10,3-11,3 5 ⇒ 11,4-12,4	täglich
Landsat (TM)	705	185	30 x 30 (120 x 120 Kanal 6 TIR)	1 ⇒ 0,45-0,52 2 ⇒ 0,52-0,60 3 ⇒ 0,63-0,69 4 ⇒ 0,76-0,90 5 ⇒ 1,55-1,75 6 ⇒ 10,4-12,5 7 ⇒ 2,08-2,35	16
Landsat (MSS)	705	185	79 x 79	1 ⇒ 0,6-0,7 2 ⇒ 0,7-0,8 3 ⇒ 0,8-0,9 4 ⇒ 0,9-1,1	16
SPOT (HVR)	830	60	20 x 20 (10 x 10 panchromatisch)	1 ⇒ 0,50-0,59 2 ⇒ 0,61-0,68 3 ⇒ 0,79-0,89	26 [*]
ERS-1 (AMI, ATSR)	785	100	12,5 x 12,5	AMI C-Band ⇒ 56,5 mm ATSR 1,6; 3,7; 10,8; 12,0	35

² Dies ist nur bei einer Verbindung von Satellit und Bodenempfangstation gegeben. Ist der Satellit außer Reichweite, speichert er die Daten und sendet sie bei Kontakt zur Bodenstation.

Satellit (Aufnahme-system)	Flughöhe [km]	Streifenbreite [km]	räumliche Auflösung [m]	Wellenlänge der Kanäle [µm]	Repetition [Tage]
kommerzielle Satelliten (geplant)					
Earth Watch (Quick-bird)	470		4 x 4 (1 x 1 panchromatisch)	1 ⇒ 0,45-0,52 2 ⇒ 0,53-0,59 3 ⇒ 0,63-0,69 4 ⇒ 0,77-0,90	1,5-2,5 ⁺
Space Imaging	680		3 x 3 (1 x 1 panchromatisch)		1-3 ⁺

* durch Schrägstellung des Sichtspiegels kann ein Gebiet an 11 aufeinanderfolgenden Tagen aufgenommen werden.

* durch schwenkbare Sensoren wird diese kurze Repetitionszeit erreicht. Auch mehrere Aufnahmen pro Tag können von einem Gebiet gemacht werden.

OPTO-ELEKTRONISCHE ABTASTER (along-track multispectral scanning)

Bei diesen Systemen wird ein Geländestreifen direkt von einer Sensorenzeile, die aus einer Vielzahl von Einzeldetektoren (Charge Coupled Device – CCD) besteht, erfaßt. Zu dieser Art von Sensoren gehört der HRV (Haute Résolution Visible) der französischen SPOT-Satelliten.

Vorteil ⇒ keine Zeitverschiebung im Abtasten einer Zeile

Projektion ⇒ zentralperspektivisch

4.26.4.2 Flugzeuge

Für die Vegetationskunde ist das Flugzeug die am häufigsten eingesetzte Plattform und wird es auch in nächster Zukunft bleiben (KUHN, 1995). Für bestimmte Untersuchungen wurden verschiedene „alternative“ Flugkörper wie Modellhubschrauber, Heißluftballons, Zeppeline, Leichtflugzeuge usw. getestet, jedoch mit geringem Erfolg. Diese Flugkörper besitzen eine geringe Reichweite, sind leicht störanfällig (v. a. bei Wind) sehr unzuverlässig (vor allem bei unbemannten Flugkörpern) und zudem noch meist mit hohen Kosten verbunden (KUHN, 1995).

Die häufigsten Sensoren auf Flugzeugen sind Luftbildkameras. Außerdem wird eine Vielzahl von anderen (v. a. auch digitalen) Aufnahmegeräten verwendet.

Um bei wiederholten Befliegungen Aufnahmen von gleichen Ausschnitten der Erdoberfläche zu erhalten, sollten Flüge GPS (Global Positioning System)³ gesteuert werden.

4.26.4.2.1 Fotografische Sensoren

Die Reihenaufnahmekamera (Single Lens Frame Camera) ist die häufigste in der traditionellen Luftbildfotografie eingesetzte Fotokamera.

Mit Kleinbildkameras werden jedoch ebenfalls brauchbare Ergebnisse für verschiedene Anwendungen erzielt (FRAZIER et al., 1993).

Multispektralaufnahmen können mittels einer aus mehreren synchronisierten fotografischen Einheiten bestehenden „Multilens Frame Camera“ gemacht werden. Jede fotografische Einheit ist durch eine bestimmte Filter-Film-Kombination nur für einen bestimmten Spektralbereich empfindlich.

³ Ein Satellitennavigationssystem des US Department of Defense (DoD).

Für die räumliche und spektrale Auflösung sind Film und Optik maßgebend.

☞ **Räumliche Auflösung:** Hier kommt es auf das Verhältnis von Brennweite der Fotokamera und Flughöhe an, ebenso auf die Filmart. Feinkörnige Filme besitzen eine bessere Auflösung als grobkörnige.

☞ **Spektrale Auflösung:** Sie ist von der Filmart abhängig

A) SW (Schwarzweiß)-Filme

Man unterscheidet 2 Arten von SW-Filmen (vergl. LILLESAND & KIEFER, 1994)

⇒ Panchromatische Filme (im IR-Bereich unempfindlich)

⇒ Infrarot SW-Filme (im IR-Bereich bis 0,9 µm empfindlich)

Um nur einen bestimmten Spektralbereich zu erfassen, wird mit speziellen Filtern „unerwünschte“ Strahlung (v. a. UV und blau) blockiert.

SW-Filme sind auch im UV-Bereich empfindlich und werden daher für spezielle Untersuchungen (z. B. Zählung von weißen Robben auf Eis, LILLESAND & KIEFER, 1994) im Frequenzbereich von 0,3-0,4 µm verwendet. Da UV-Strahlung in der Atmosphäre stark gestört wird, werden UV-Aufnahmen nur unter „idealen“ atmosphärischen Bedingungen und aus geringer Höhe mit einer Quarzoptik gemacht.

B) Farbfilme

Farbfilme bestehen aus drei strahlungsempfindlichen Schichten, die je für einem bestimmten Spektralbereich empfindlich sind (siehe Abb. 69 und 70).

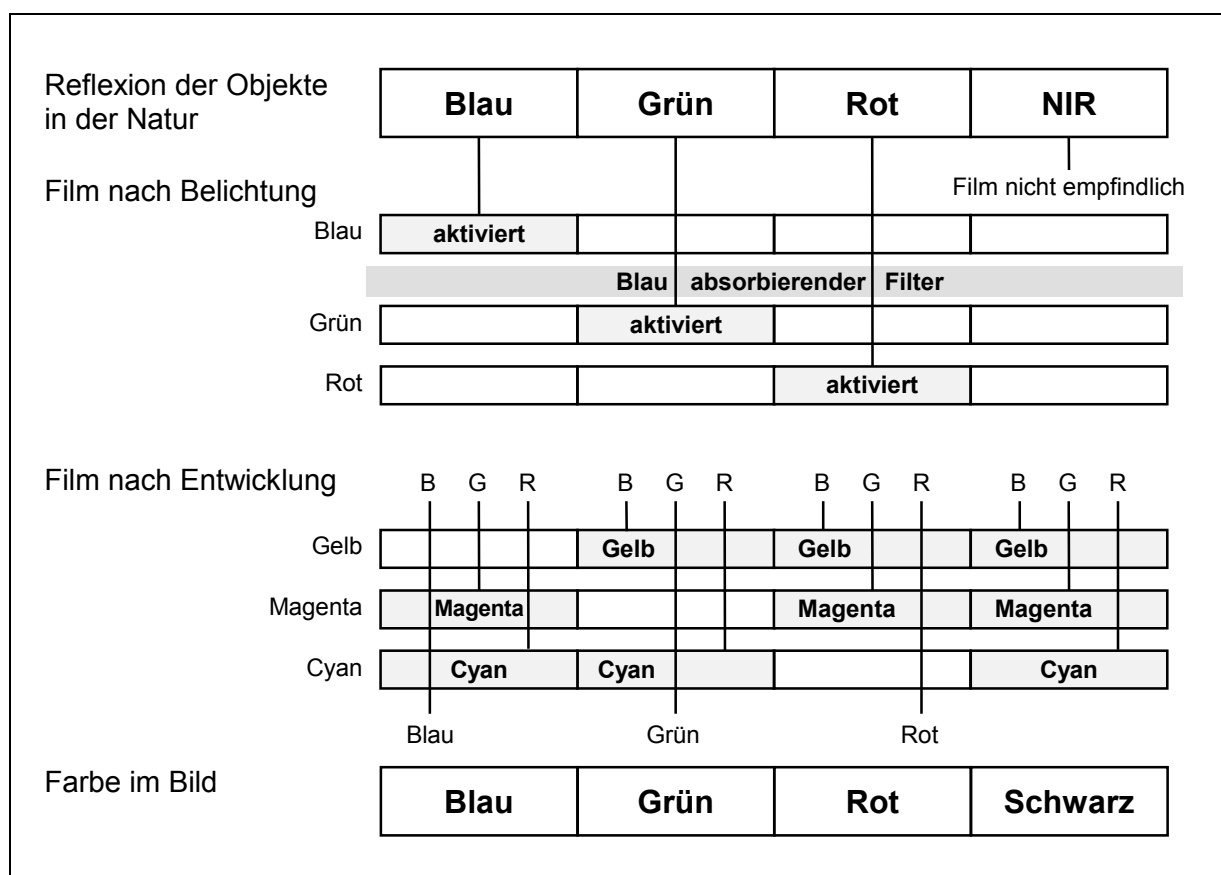


Abb. 66: Farbentstehung beim Echtfarbenfilm (nach LILLESAND & KIEFER, 1994). Abgedruckt mit freundlicher Genehmigung vom John Wiley & Sons-Verlag, Alle Rechte vorbehalten.

Diese Empfindlichkeitsbereiche überlappen jedoch mehr oder weniger stark, sodaß nur die Empfindlichkeitsmaxima der drei Schichten in einem anderen Spektralbereich liegen. Somit kann jede Schicht auch von Strahlung in anderen Spektralbereichen aktiviert werden (SCHREI-LECHNER, 1995b).

Auch bei den Farbfilmen kann man aufgrund ihrer Empfindlichkeit im IR-Bereich zwei Arten von Filmen unterscheiden:

☞ Echtfarbfilm (Abb. 66)

☞ Falschfarben- oder Farb-Infrarotfilm (CIR, Abb. 67)

Da bei CIR-Bildern die blaue Strahlung für den Bildaufbau wegfällt, sind sie weniger anfällig auf Dunst und Nebel.

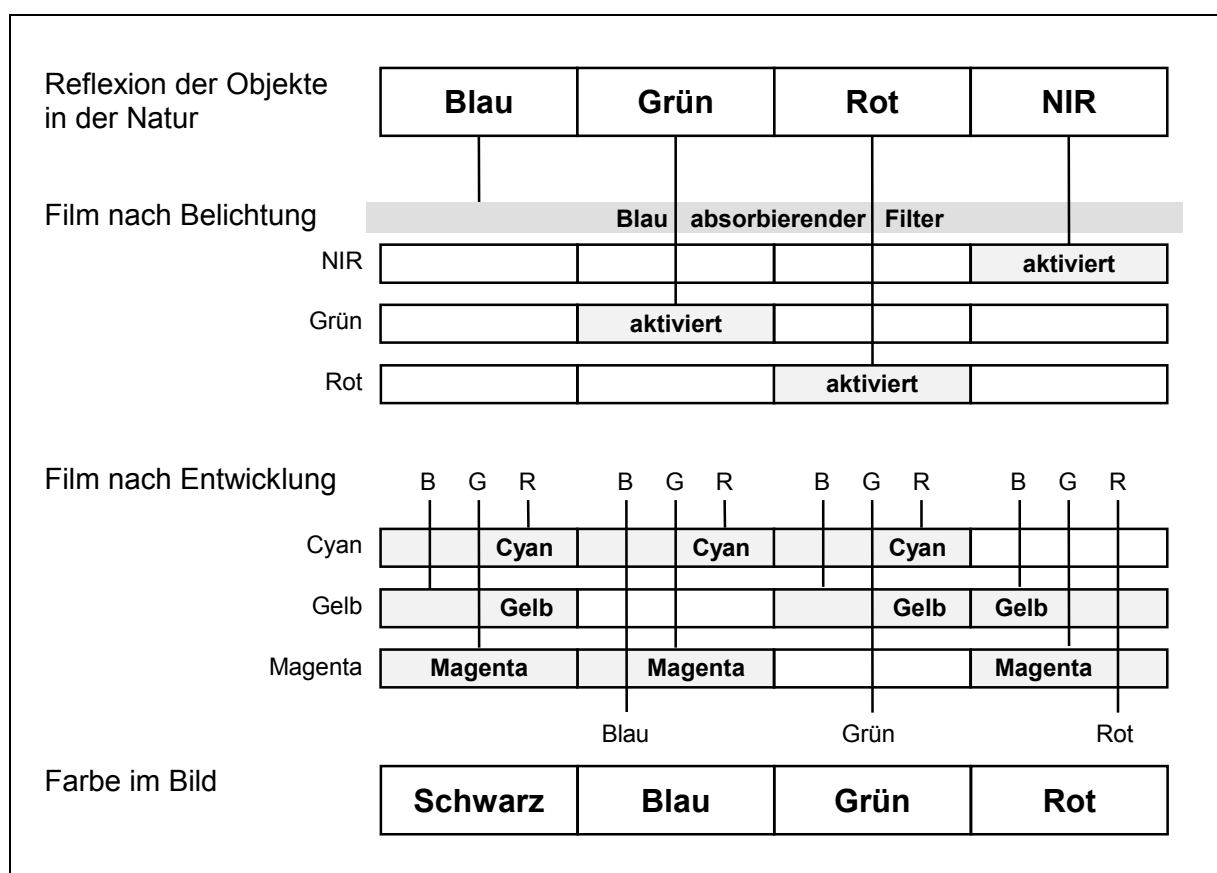


Abb. 67: Farhentstehung beim Farb-Infrarotfilm (nach LILLESAND & KIEFER, 1994). Abgedruckt mit freundlicher Genehmigung vom John Wiley & Sons-Verlag, Alle Rechte vorbehalten.

Elektronische Sensoren:

Elektronische Sensoren wurden schon im vorigen Kapitel ausführlich besprochen.

In der Vegetationskunde werden elektronische Sensoren auf Flugzeugen nur sehr selten eingesetzt (KUHN, 1995, WIEGAND et al., NOWLING & TUELLER, 1993, MYHRE, 1993, BARTZ et al., 1993, u. a.). Neben Multispektralabtastern werden oft „Low Cost Remote Sensing“ Systeme wie Videokameras (BARTZ et al., 1993, NOWLING & TUELLER, 1993, SHOEMAKER et al., 1993, NEALE et al., 1993) und Digitalkameras (CCD-Kameras) (KING, 1993, LILLESAND & KIEFER, 1994). Radar (SLAR)- und Laser-Systeme werden heute noch kaum eingesetzt (KUHN, 1995).

Tab 45: Vor- bzw. Nachteile von fotografischen und elektronischen Aufnahmesystemen.

Fotografische Systeme		Elektronische Systeme
Vorteil	• hohe räumliche Auflösung	• hohe spektrale Auflösung • meist multispektral • Daten schnell verfügbar • Daten können sofort klassifiziert werden
Nachteil	• geringe spektrale Auflösung • nur bedingt multispektral • Datenbeschaffung für Klassifikation aufwendig • große Zeitverzögerung zwischen Aufnahme und Analyse	• noch geringe räumliche Auflösung

4.26.4.3 Fernerkundung vom Boden aus

Terrestrische Aufnahmen haben den Vorteil, daß sie ohne kostspielige Flugkörper durchgeführt werden können. Im alpinen Gelände bietet sich vor allem die Gegenhangfotografie an, durch welche vor allem auch steiles Gelände, das mit Luftaufnahmen oft nur sehr schlecht erfaßt wird, gut dokumentiert werden kann. Als Sensoren werden hauptsächlich Fotokameras verwendet, elektronische Sensoren wie Video- und Digitalkameras werden (v. a. bei sinkenden Kosten und besserer Auflösung) in Zukunft von großem Interesse sein werden. Für spezielle Untersuchungen wie Biomassebestimmungen werden Radiometer verwendet (BUDD, 1991).

4.26.5 Bildverarbeitung und Interpretation

Mittels Fernerkundung lassen sich Aussagen über

☞ Veränderungen der räumlichen Verteilung und Ausbreitung von Entitäten und

☞ Veränderungen deren qualitativer (spektraler) Eigenschaften

machen. „Hierbei wird in den seltensten Fällen die Fernerkundung das alleinige Arbeitsverfahren sein, sondern eine Ergänzung anderer, meist geländebezogener Hilfsmittel darstellen“ (LÖFFLER, 1994). Fernerkundung kann den Botaniker im Gelände nicht ersetzen, es kann ihm die Arbeit jedoch erheblich erleichtern. Häufig werden auch geographische Informationssysteme (GIS) verwendet, um andere räumliche Informationen wie thematische Karten, Oberflächenberechnungen (Hangneigung, Exposition, Meereshöhe, etc.), u.s.w. mit Fernerkundungsdaten zu verknüpfen (KÜHNEN, 1994). Um mehrere Aufnahmen miteinander vergleichen zu können, müssen die Ergebnisse in ein GIS übertragen werden. Zudem haben bereits einige geographische Informationssysteme (z. B. Idrisi) digitale Bildverarbeitungsverfahren in ihr System implementiert.

4.26.5.1 Arbeitsschritte der Bildverarbeitung

Nach MANDL (1982) kann man die Bildverarbeitung in drei Arbeitsschritte unterteilen:

☞ Vorverarbeitung

☞ eigentliche Bildverarbeitung

☞ Nachverarbeitung und Überprüfung der Darstellung.

Bei der **Vorverarbeitung** werden Bilder geometrisch und radiometrisch korrigiert um für die folgende Verarbeitung optimale Ausgangsdaten zu erhalten.

Die **eigentliche Bildverarbeitung** kann wiederum in zwei große Hauptgruppen eingeteilt werden:

- ☞ **Bildverbesserung:** Ziel ist es, eine für bestimmte Anwendungen, optimale Darstellung des Fernerkundungsmaterials zu erlangen.
- ☞ **Bildanalyse:** Das Ziel ist hier, ganz bestimmte Informationen aus dem Bild zu extrahieren und isoliert darzustellen.

Bei der **Nachverarbeitung** wird vor allem nach einer automatisierten Bildanalyse die Richtigkeit der Darstellung überprüft.

4.26.5.2 Unterschied zwischen herkömmlichen (visuellen) und modernen (automatisierten) Bildverarbeitungsverfahren

Bei der Bildverarbeitung (Interpretation) kann man zwischen

- ☞ herkömmlichen (visuellen) Verfahren
 - und
 - ☞ modernen (automatisierten) Verfahren
- unterscheiden.

4.26.5.2.1 Herkömmliche (visuelle) Bildverarbeitung

Der Arbeitsschritt der Vorverarbeitung betrifft den Vegetationskundler in den wenigsten Fällen, weil meist Orthofotos (entzerrte Luftbilder) als Grundlage dienen. In einigen Fällen (sehr steiles Gelände, kein Orthofoto vorhanden, eigene Fotoaufnahmen, etc.) ist es jedoch notwendig, die Originale (Luftbild, Geländeaufnahme, Foto) als Grundlage zu verwenden. In diesem Fall ist es sinnvoll, den Arbeitsschritt des Korrigierens hinter die Bildanalyse zu stellen. Die Ergebnisse der visuellen Analyse, meist Vektordaten, können anschließend mittels Monoplottings entzerrt werden. Monoplotting ist ein Verfahren, bei dem mittels eines digitalen Höhenmodells (DHM) und der Kameraposition die wahre Position von Objekten eines Bildes berechnet werden kann (siehe ASCHENBRENNER, 1992, HAUSHERR, 1996, SCHREILECHNER, 1995a und 1995b).

Bildverbesserung ist hier nur auf digitale Daten anwendbar. Da digitale Daten nur als Strahlungswerte vorliegen, können sie durch Zuweisung von Grau- bzw. Farbtönen visualisiert werden. Auch Spektralbereiche außerhalb des sichtbaren Lichtes können so visualisiert werden.

Bei der eigentlichen Bildanalyse (Interpretation) werden die räumlichen Einheiten von den Bearbeitern manuell (am Bildschirm oder auf einer Folie direkt über dem Bild) abgegrenzt und bestimmten Klassen zugeordnet.

Bei Dauerbeobachtungen sollten als Kontrolle Geländeaufnahmen (am besten zur selben Zeit wie die Befliegung) gemacht werden um den phänologischen Zustand der Vegetation und die Richtigkeit der Fotointerpretation zu dokumentieren. Beim Vergleich der Ergebnisse (liegen meist als Vektordaten vor) kommt es in dem Bereich, in dem keine Veränderungen stattgefunden haben, zu „Pseudoveränderungen“ (Sliver-Polygonen). Diese entstehen, deshalb weil man gleiche Grenzverläufe auf verschiedenen Bildern manuell nicht deckungsgleich zeichnen kann. Zur Vermeidung dieser Fehler vergleiche LAURINI & THOMPSON (1996), GOODCHILD (1994) und STROBL (1995).

4.26.5.2.2 Moderne (automatisierte) Bildverarbeitung

Diese Verfahren werden vor allem in der Verarbeitung von Satellitenbildern angewandt. Auch CIR-Bilder eignen sich für automatisierte Analyseverfahren, wenn sie vorher mit verschiedenen Filtern gescannt (digitalisiert) werden (SCHREILECHNER, 1995b). Als Instrumente dienen speziell dafür entwickelte Software-Pakete, sogenannte Fernerkundungssysteme.

Auch bei der automatisierten Bildverarbeitung wird man als Botaniker mit der Bildvorbereitung nur in seltenen Fällen in Berührung kommen, weil Satellitenbilder meist korrigiert geliefert werden und eine Korrektur sehr aufwendig ist.

Bei der eigentlichen Bildverarbeitung spielt die Bildverbesserung eine wesentliche Rolle. Ein besonderes Kriterium liegt bei multispektralen Bildern in der Wahl und Kombination der einzelnen Kanäle (in manchen Kanälen steckt redundante Information). Häufig wird für vegetationskundliche Untersuchungen der NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) verwendet.

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{Rot}) / (\text{NIR} + \text{Rot})$$

Bei der **Bildanalyse** wird zwischen

☞ überwachter (supervised)

und

☞ unüberwachter (unsupervised)

Klassifikation unterschieden. Meist werden beide Verfahren miteinander kombiniert.

A) Überwachte (supervised) Klassifikation

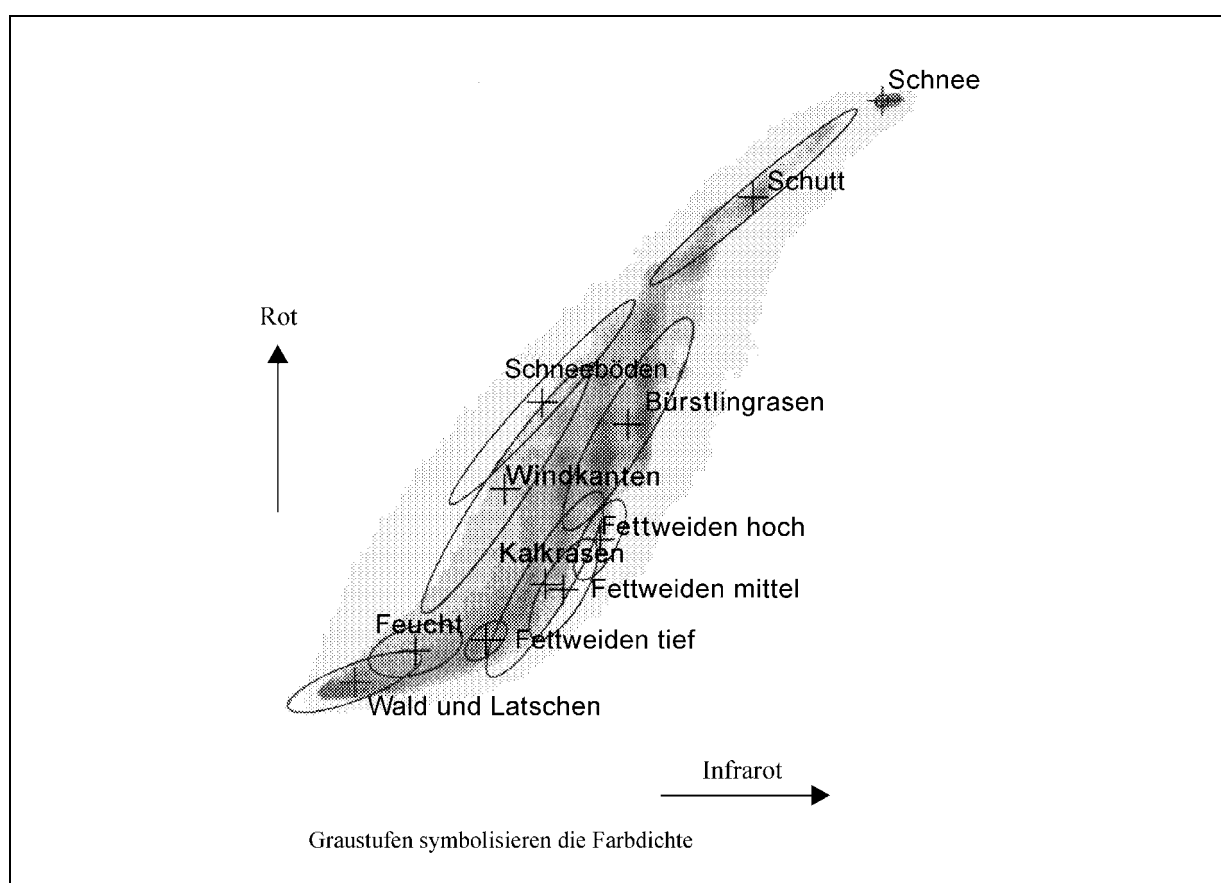


Abb. 68: Spektrale Signaturen der Vegetationseinheiten im Twenger Lantschfeld im Farbraum Infrarot-Rot (SCHREILECHNER, 1995b).

Bei der überwachten Klassifikation werden zuerst die Klassen festgelegt. Anschließend werden für alle Klassen sogenannte Trainingsgebiete (sehr homogene Bereiche) ausgewählt, die repräsentativ (= typisch) für die jeweilige Klasse sind. Hier eignen sich v. a. Gebiete die durch Geländeuntersuchungen dokumentiert sind. Mit Hilfe dieser Trainingsgebiete wird die spektrale Signatur (das für eine Klasse möglichst charakteristische „spektrale Muster“ von z. B. Mittelwert und Standardabweichung (STROBL, 1995, siehe Abb. 68) der jeweiligen Klasse bestimmt. Mittels verschiedener statistischer Verfahren wird nun versucht, das gesamte Untersuchungsgebiet diesen Klassen zuzuordnen.

STROBL (1995) unterscheidet bei der überwachten Klassifikation vier Analysestufen:

- ☞ Auswahl und Bewertung der Trainingsgebiete je Klasse
- ☞ Bestimmung der „spektralen Signatur“ der Klassen
- ☞ Klassifikation des gesamten Untersuchungsgebietes
- ☞ Qualitätsanalyse und Nachbereitung des Ergebnisses.

B) Unüberwachte (unsupervised) Klassifikation

Bei der unüberwachten Klassifikation wird zuerst das gesamte Gebiet mittels geeigneter statistischer Verfahren (Clusteranalyse) klassifiziert. Anschließend wird versucht, diese spektralen Klassen thematischen Einheiten im Untersuchungsgebiet zuzuordnen.

Auch hier unterscheidet STROBL (1995) vier Analysestufen:

- ☞ Auswahl eines geeigneten Verfahrens
- ☞ Durchführung der automatischen Klassifikation
- ☞ Thematische Identifikation der resultierenden Klassen
- ☞ Qualitätskontrolle und Nachbearbeitung.

Für vegetationskundliche Untersuchungen empfiehlt es sich, beide Klassifikationsverfahren anzuwenden und die Ergebnisse miteinander zu vergleichen. Ebenso sollten die Ergebnisse der Klassifikationen mittels stichprobenartiger Geländeuntersuchungen verifiziert werden.

C) Fehlerquellen der modernen Bildverarbeitung:

Folgende Probleme treten häufig auf (vergleiche SCHREILECHNER, 1995b):

- ☞ Da die Reflexion der Vegetation von ihrem Entwicklungszustand abhängt, unterscheiden sich oft gleiche Vegetationseinheiten in verschiedener Höhe stärker als verschiedene Vegetationseinheiten (vor allem im alpinen Gelände).
- ☞ In menschlich genutzten Gebieten ist der Unterschied zwischen gleichen Vegetationseinheiten mit unterschiedlicher Nutzung größer, als zwischen verschiedenen Vegetationseinheiten mit gleicher Nutzung.
- ☞ Bestimmte Vegetationseinheiten wie z. B. subalpiner Nadelwald und Latschengebüsch lassen sich kaum voneinander unterscheiden.
- ☞ Bei sehr lockerem Bewuchs ist die Reflexion des Untergrundes stärker als die der Vegetation. Das „Signal“ der Vegetation ist so schwach, daß verschiedene Vegetationseinheiten nicht mehr unterschieden werden können.
- ☞ In Bildern mit geringer räumlicher Auflösung treten im Bereich von Übergängen und Grenzen zwischen Vegetationseinheiten (v. a. in stark strukturiertem Gelände) häufig sogenannten Mischpixel auf. Diese Pixel beinhalten die Information von mehreren Vegetationseinheiten, die spektrale Signatur entspricht meist keiner der enthaltenen Einheiten. Es kommt hier zu Fehlklassifikationen (GOODCHILD, 1994).

- ☞ In Bereichen mit verschiedener Einstrahlungsintensität (Schatten, Sonne) ist die Reflexion gleicher Vegetationseinheiten unterschiedlich stark. In Bereichen gleicher Einstrahlungsintensität können unterschiedliche Vegetationseinheiten oft nicht getrennt werden.

Zur Verbesserung der Ergebnisse können weitere Informationen verwendet werden:

- ☞ thematische Karten
- ☞ topographische (DGM) und klimatologische Information
- ☞ mehrere Bilder verschiedener Zeitpunkte
- ☞ zusätzliche Texturerkennung (Software noch nicht ausgereift)
- ☞ unterstützende Reflexionsmessungen im Gelände.

4.26.5.3 Veränderungsanalyse

Bei Daueruntersuchungen muß ein weiterer Arbeitsschritt angehängt werden, nämlich der Vergleich der einzelnen Aufnahmen und die Analyse und Interpretation von Veränderungen (=Veränderungsanalyse).

Bei der Veränderungsanalyse werden räumliche bzw. spektrale Veränderungen zwischen den Einzelaufnahmen untersucht (siehe oben). Sowohl die Rohaufnahmen als auch deren Analyseergebnisse (Klassifikationen) können miteinander verglichen werden.

Man kann zwischen zwei Arten der Analyse von Veränderungen unterscheiden:

A) Veränderungen der verschiedenen räumlichen Einheiten im Vergleich zueinander (Abb. 69 a)

Hier werden die einzelnen räumlichen Einheiten pro Bild miteinander verglichen. Häufig werden die Flächenanteile der verschiedenen Einheiten berechnet (Flächenbilanzen). Anschließend werden die Ergebnisse von verschiedenen Aufnahmen miteinander verglichen. Es sind hier keine genauen Aussagen über Lage- und Grenzenveränderungen möglich. Nur Veränderungen in der Zusammensetzung können festgestellt werden. Diese Art der Analyse sollte vor allem dann angewendet werden, wenn ein deckungsgleiches Übereinanderlegen der einzelnen Datenschichten nicht möglich ist. Dies ist meist dann der Fall wenn altes Kartenmaterial (z. B. Vegetationskarten) in die Untersuchung mit einbezogen wird.

Beispiel: Der Wald nimmt zum Aufnahmezeitpunkt „a“ 50 % der Fläche ein, zum Aufnahmezeitpunkt „b“ nur mehr 30 %.

B) Veränderungen der einzelnen räumlichen Einheiten von Bild zu Bild (Abb. 69 b)

Hier werden verschiedene Bilder deckungsgleich übereinandergelegt und auf räumliche und qualitative Veränderungen untersucht. Es können somit sowohl Aussagen über Lage- und Grenzveränderung als auch über Veränderungen der Eigenschaften von räumlicher Einheiten gemacht werden.

Beispiel: Eine Rasenfläche hat sich von Aufnahmezeitpunkt a zu Aufnahmezeitpunkt b um 10 m² vergrößert. Eine Moorfläche (Aufnahmezeitpunkt a) wurde in einen Golfplatz (Aufnahmezeitpunkt b) verwandelt.

Zusätzlich können noch die Veränderungen verschiedener räumlicher Einheiten miteinander verglichen werden.

Beispiel: Während sich die spektrale Signatur von Fichtenwald von Aufnahmezeitpunkt a zu Aufnahmezeitpunkt b kaum geändert hat, weichen beim Buchenwald die spektralen Signaturen der beiden Aufnahmezeitpunkte stark voneinander ab.

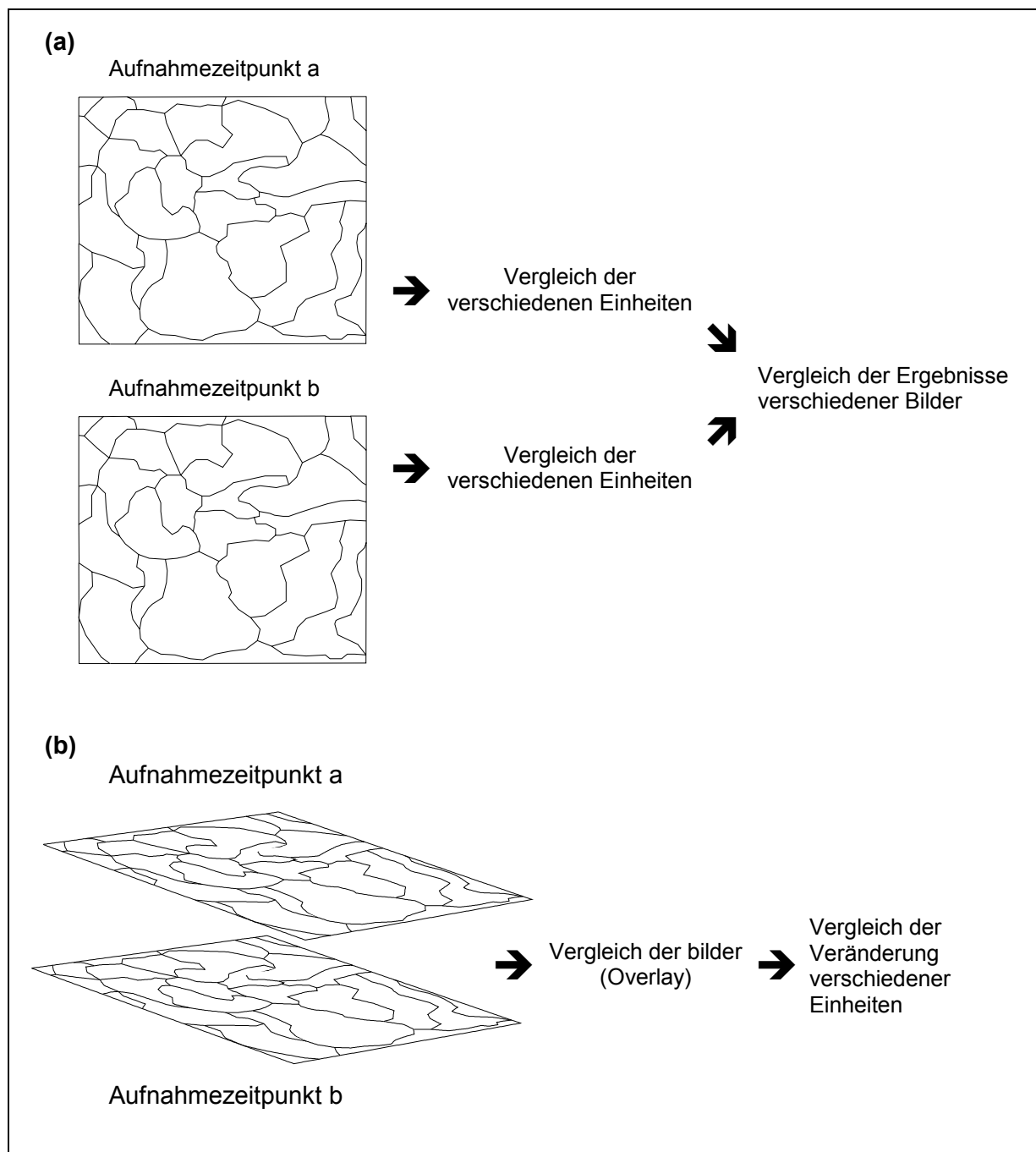


Abb. 69: Schema der beiden Veränderungsanalyse-Methoden.

Ebenso kann man zwischen zwei Arbeitsansätzen unterscheiden (EASTMAN, 1995):

- ☞ Paarweiser Vergleich
- ☞ Zeitserienanalyse (Timeseries Analysis).

Bei einem **paarweisen Vergleich** werden immer nur zwei Einzelaufnahmen (oder Ergebnisse) miteinander verglichen. Hier kommt die große Palette der Overlay- (bzw. Verschneidungs-) Techniken zum tragen (siehe STROBL, 1995, LAURINI & THOMPSON, 1996).

Bei einer **Zeitserienanalyse** (Timeseries Analysis) werden alle Einzelaufnahmen (oder Ergebnisse) miteinander verglichen.

Hierbei gibt es folgende Möglichkeiten:

- ☞ Visuelle Interpretation der Veränderung (Einzelbilder werden in einem Film abgespielt und die Veränderungen interpretiert.)
- ☞ Statistische Auswertung der Veränderungen (z. B. Trendanalyse).

4.26.6 Anwendungen

Für Monitoring gibt es mehrere verschiedene Möglichkeiten der Fernerkundung. Meist werden mehrere Fernerkundungsmethoden kombiniert. Zusätzlich werden neben Fernerkundungsdaten auch andere Daten für bestimmte Untersuchungen herangezogen. Diese werden dann mittels eines GIS verknüpft und analysiert. Welche Sensoren und Plattformen letztendlich eingesetzt werden, hängt von der jeweiligen Fragestellung und den Anforderungen ab.

4.26.6.1 Satellitenbilder

Satellitenbilder eignen sich besonders für die Untersuchung großer Gebiete im kleinen Maßstab. Da ihre räumliche Auflösung gering ist (max. 10 m x 10 m Pixel, siehe Tab. 44), können nur große und grobe Einheiten (z. B. Landnutzung) dokumentiert werden. Die geplanten Satelliten von Earth Watch und Space Imaging mit ihrer hohen räumlichen Auflösung (1 m x 1 m Pixel, siehe Tab. 44) können in Zukunft auch für detailliertere Untersuchungen herangezogen werden. Welche neue Möglichkeiten die Aufnahmen dieser Satelliten eröffnen, wird die Zukunft zeigen.

Da Satelliten regelmäßig um die Erde kreisen, wird jedes Untersuchungsgebiet in regelmäßigen Abständen dokumentiert. Aus diesem Grund sind Aufnahmen zu gleichen phänologischen Zeitpunkten schwer möglich. Nur Satelliten mit beweglichen Sensoren (z. B. SPOT) und Satelliten mit geringer Repetitionszeit (NOAA) können für die Daueruntersuchung an gleichen phänologischen Zeitpunkten eingesetzt werden.

Das regelmäßige Dokumentieren (d. h. gleicher Tag und gleiches Monat im Abstand eines oder mehrerer Jahre) des Untersuchungsgebietes gibt jedoch Aufschluß über Verschiebungen und Veränderungen in den jahreszeitlichen Abläufen.

Es können Veränderungen im Verlauf eines Jahres und im Verlauf mehrere Jahre festgestellt werden (LAMBIN, 1996).

NOAA Satelliten (siehe Tab. 44) werden nur bei Untersuchungen von sehr großen Gebieten wie z. B. USA (REED et al., 1994, WICKHAM et al., 1995) und Westafrika (LAMBIN, 1996) oder bei globalen Untersuchungen (SMITH et al., 1997) verwendet. Da NOAA Satelliten täglich Bilder liefern können (Repetitionszeit von 1 Tag), eignen sie sich zur Untersuchung von phänologischen Veränderungen (LAMBIN, 1996, REED et al., 1994). Laut LAMBIN (1996) eignen sich NOAA AVHRR-Daten sehr gut für vegetationskundliches Monitoring auf Landschaftsniveau.

Landsat und SPOT Aufnahmen werden vor allem in Mitteleuropa häufiger für vegetationskundliche Untersuchungen eingesetzt als NOAA AVHRR-Bilder. Aufgrund ihrer höheren räumlichen Auflösung sind sie vor allem für gebirgige Bereiche mit kleinen Landschaftselementen besser geeignet. Die Anwendungen von Landsat und SPOT Bildern sind sehr weitreichend. Die folgende Liste soll einen Einblick in die verschiedenen Anwendungsbereiche von Landsat und SPOT Aufnahmen geben (ohne Gewähr auf Vollständigkeit):

- Kontrolle geförderter Anbauflächen (STEINOCHER, 1996)
- Waldzustandsuntersuchungen (SCHRADT & SCHMITT, 1996, BANNINGER, 1989, BERGER, 1989, CALOZ & BLASER, 1989, COENRADIE, 1992, FRANKLIN, 1992, KADRO, 1989, SCHNEIDER, 1989)

- Untersuchung von Landbedeckung (Landcover) (BRONDIZIO et al., 1996, FRANKLIN, 1992)
- Untersuchung von Veränderungen der Waldgrenze (ALLEN & WALSH, 1996)
- Habitatserkennung von seltenen Pflanzenarten (SPERDUTO & CONGALTON, 1996)
- Erosionsanalyse (CONESE et al., 1993, BECKER & CHOUDHURY, 1988, GALLAUN et al., 1995)
- Untersuchungen über Wildbestände (z. B. Wombats) und -habitate (LÖFFLER, 1994, SPJELKAVIK & ELVEBAKK, 1989)
- Ausaperungskartierungen im Gebirge (KELLER, 1987)
- Schnee- und Gletscheruntersuchungen (GANGKOFNER, 1989, ROTT & MARKL, 1989, ROTT et al., 1996).

Wasserzustandsuntersuchung (Verschmutzung) (LATHROP et al., 1994):

- Landnutzungskartierungen (MAUSER, 1989)
- Vegetationsuntersuchungen (FRANKLIN, 1992, MATHESON, 1994).

Für vegetationskundliche Untersuchungen wird häufig ein NDVI berechnet. Aufnahmen im TIR (LILLESAND & KIEFER, 1994) und Mikrowellenbereich (GALLAUN et al., 1995, FRANKLIN, 1992) werden noch kaum verwendet. In Gebieten mit starker Bewölkung bieten Radarsysteme jedoch eine gute Ergänzung.

Satellitenbilder sind als sogenannte Szenen erhältlich. Die Größe der Szenen ist von Satellit zu Satellit verschieden und ist meist abhängig von deren Streifenbreite (siehe Tab.44). In Tabelle 46 sind die Preise der wichtigsten Satellitenbilder aufgelistet. Von manchen Satelliten sind auch Kleinszenen und Zeitserien erhältlich. Diese sind meist erheblich billiger (BECKEL, 1996).

Tab. 46: Übersicht über die Preise der wichtigsten Satellitenbilder (Quelle: BECKEL, 1996, LEBERL & KALLIANY, 1996).

Satellit	Szenengröße [km]	Kosten
Landsat MSS	80 x 80	bis 600 US\$
Landsat TM	30 x 30	bis 3500 US\$
SPOT	60 x 60	ab 13.300 FF (multispektral) ab 17.200 FF (panchromatisch)
Earth Watch	6 x 6	ca. 2.500 ATS

Vorteile

- ☞ Große Gebiete können erfaßt werden
- ☞ Hohe spektrale Auflösung (von UV bis Mikrowelle)
- ☞ Kostengünstige Daten
- ☞ Daten für digitale Bildverarbeitung
- ☞ Daten sind leicht in ein GIS übertragbar
- ☞ Aufnahmeort ist konstant.

Nachteile

- ☞ Geringe räumliche Auflösung
- ☞ Stereoskopische Aufnahmen nur bei Satelliten mit schwenkbaren Sensoren (SPOT, Earth Watch, Space Imaging)
- ☞ Fixe Aufnahmezeitpunkte und -orte (kann aber auch von Vorteil sein).

4.26.6.2 Luftbilder

Das Luftbild, ob SW, Farbe oder CIR, wird bei vegetationskundlichen Untersuchungen am häufigsten verwendet. Durch Veränderungen von Flughöhe und Brennweite der Kameraoptik kann der Aufnahmemaßstab der jeweiligen Fragestellung angepaßt werden. Anwendungen von Luftbildern sind z. B. Beobachtungen von Landnutzungsveränderungen (HAEFNER & HUGENTOBLE, 1985) und Vegetationsveränderungen (KUHN, 1995), Baumzählungen (BLAZQUEZ, 1993), Überwachung von menschlichen Einflüssen (JENSEN et al., 1993), Kontrolle der Regeneration von Vegetationseinheiten (HALKARD, 1993) und Zustandserkennung von Feldfrüchten (FOUCHÉ, 1993, EHRLICH et al., 1994).

Der große Vorteil beim Monitoring mittels Luftbilder ist, daß meist auf ältere Aufnahmen (meist SW Fotografien) zurückgegriffen werden kann (BUDD, 1991).

Für spezielle Untersuchungen werden auch Flugzeugscanner eingesetzt. Solche Befliegungen sind sehr teuer, bieten jedoch den Vorteil, daß auch Aufnahmen in Spektralbereichen größer 0,9µm gemacht werden können und daß die Daten digital vorliegen.

Die Preise von Luftbildern liegen in etwa um 1.000 bis 1.500 ATS⁴ pro Bild. Sie beziehen sich auf Farbdias und Farbvergrößerungen von Echtfarbenfilmen ab einer Stückzahl von 20 Bildern. SW-Bilder sind günstiger, CIR-Bilder etwas teurer. Bei einem Abbildungsmaßstab von 1:20.000 wird pro Bild eine Fläche von ca. 4 km² erfaßt. Stereobilder mit einer Überdeckung von ca. 65 % erfassen eine effektive Abbildungsfläche von ca. 1,3 km². Der km²-Preis von Echtfarben-Luftbildern liegt bei einem Maßstab von 1:20.000 bei ca. 1.000 ATS. Bei einem Abbildungsmaßstab von 1:10.000 liegt der km²-Preis somit bei ca. 4.000 ATS.

Vorteile

- ☞ Hohe räumliche Auflösung
- ☞ Aufnahmezeitpunkt und -ort kann bestimmt werden
- ☞ Stereoskopische Aufnahmen.

Nachteile

- ☞ Hohe Kosten
- ☞ Geringe spektrale Auflösung (bis max. 0,9 µm und 3 Filmschichten)
- ☞ Nur unter hohem Aufwand für digitale Bildverarbeitung verwendbar
- ☞ Integration in ein GIS ist sehr aufwendig
- ☞ Aufnahmeort kann nur mittels GPS-Steuerung annähernd konstant gehalten werden.

4.26.6.3 „Low Cost“ Fernerkundung (siehe auch Kapitel 4.25.3)

Als „Low Cost“ Fernerkundung werden alle Aufnahmemethoden von Flugzeugen aus bezeichnet, bei denen meist handliche, billige Aufnahmegeräte für spezielle Untersuchungen verwendet werden. Die häufigsten Aufnahmegeräte sind Mittelformat- und Kleinbildkameras (FRAZIER et al. 1993), Digital- (KING, 1993) und Videokameras (REDD et al., 1993, NOWLING & TUELLER, 1993).

Die Anwendungen von Low-Cost-Systemen sind gleich denen der herkömmlichen Luftbildaufnahmen, jedoch werden sie nur selten eingesetzt. Die Vorteile liegen in der Kontrolle des gesamten Fernerkundungsprozesses von der Aufnahme bis zur Auswertung, bei elektronischen Geräten in der sofortigen Verfügbarkeit der Daten (oft schon im Flugzeug (NOWLING

⁴ Alle Preise laut Auskunft der Firma FMM Salzburg.

& TUELLER, 1993)). Da elektronische Aufnahmegeräte (Digital- und Videokameras) auch im Kleinformat immer besser und billiger werden, werden sie in Zukunft als Alternative zu teuren Luftbildbefliegungen von großem Interesse sein.

Vorteile

- ☞ Kontrolle über den gesamten Fernerkundungsprozeß
- ☞ Daten von elektronischen Geräten sind sofort verfügbar
- ☞ Multispektrale Aufnahmen bis in den TIR-Bereich (nur bei elektronischen Geräten)
- ☞ Daten für digitale Bildverarbeitung geeignet (nur bei elektronischen Geräten)
- ☞ leichte Integration in ein GIS (nur bei elektronischen Geräten).

Nachteile

- ☞ (jetzt noch) geringere räumliche Auflösung als Luftbilder
- ☞ Alle Arbeitsschritte (Aufnahme, Datentransfer, Datenaufbereitung,...) müssen selbst durchgeführt werden
- ☞ Die Anschaffung von guten, multispektralen Geräten ist (noch) relativ teuer.

4.26.6.4 Fernerkundung vom Boden aus

Da bei der Fernerkundung vom Boden aus keine Flugkörper benötigt werden, ist dies die billigste und flexibelste Art der Fernerkundung. Obwohl Fotografie häufig als Dokumentationsmittel von Vegetationseinheiten eingesetzt wird, sind die Möglichkeiten, die die Fernerkundung vom Boden aus bietet, noch wenig erkannt und eingesetzt worden. Als Aufnahmesensoren werden vor allem die unter Low Cost Remote Sensing beschriebenen Geräte verwendet.

Im Gegensatz zu den anderen Plattformen können Aufnahmen vom Boden aus im gebirgigen Gelände besser eingesetzt werden als im Flachland. Gegenhangaufnahmen bieten vor allem im Gebirge eine gute Alternative bzw. Ergänzung zu Luftaufnahmen (ASCHENBRENNER, 1992). Zusätzlich bieten Aufnahmen vom Boden aus die Möglichkeit, die vertikale Struktur von Vegetationseinheiten und deren Veränderung zu dokumentieren (EBERT & EBERT, 1989).

Durch die hohe räumliche Auflösung der Aufnahmen vom Boden aus können auch Veränderungen von einzelnen (größeren) Individuen gut dokumentiert werden (EBERT & EBERT, 1989).

Bei Untersuchungen der räumlichen Veränderung von Pflanzenarten mittels Daueruntersuchungsflächen werden oft Fotografien als Hilfsmittel eingesetzt (siehe Kapitel 4.15.6).

In sehr sensiblen Ökosystemen (z. B. in Mooren) bietet Fernerkundung eine Alternative zu herkömmlichen Vegetationsuntersuchungen (EBERT & EBERT, 1989).

Vielversprechend ist auch die Erfassung anderer Spektralbereiche außerhalb des sichtbaren Lichtes. Zum Beispiel durch IR Aufnahmen zur Untersuchung der Veränderung von Lücken in der Grünlandnarbe (SILVERTON & BRIDGET, 1988) und IR Messungen mittels Radiometer zur Bestimmung der Biomasse (BUDD, 1992) können destruktive Methoden ersetzt werden.

Ein weiterer wichtiger Punkt der Fernerkundung vom Boden aus ist das stichprobenartige genauere (richtige) Dokumentieren (Ground Truth Data) von Objekten zur Verifizierung von Satellitenbildern (Trainingsgebiete).

Vorteile

- ☞ Hohe räumliche Auflösung
- ☞ Kaum atmosphärische Störung
- ☞ Billig

- ☞ Sehr flexibel
- ☞ Vertikale Struktur kann erfaßt werden
- ☞ Gut geeignet für gebirgiges Gelände
- ☞ Einzelne Individuen können erfaßt werden.

Nachteile

- ☞ Es können nur kleine Gebiete dokumentiert werden
- ☞ Sehr mühsam mit schweren Aufnahmegeräten bei entlegenen (straßenfernen) Untersuchungsflächen
- ☞ Große Flächen können, wenn überhaupt, nur schwer oder sehr schlecht erfaßt werden.

4.26.7 Zusammenfassung

Fernerkundung ist ein Hilfsmittel, mit dem räumliche und qualitative Veränderungen von Vegetationseinheiten flächendeckend erfaßt werden können. Mit Hilfe von fotografischen und elektronischen Sensoren kann die Reflexion bzw. Emission von Objekten vom UV- bis zum Mikrowellen-Bereich erfaßt, visualisiert und analysiert werden.

Da die Strahlung in unterschiedlichen Spektralbereichen verschiedene Eigenschaften besitzt, enthält jeder Bereich unterschiedliche Information über bestimmte Objekte. Ebenso wird die Strahlung verschiedener Spektralbereiche von bestimmten atmosphärischen Einflüssen unterschiedlich stark gestört.

Es gilt dabei

- ☞ hohe Frequenz ⇒ hohe Auflösung ⇒ wird in der Atmosphäre stark gestört
- ☞ niedrige Frequenz ⇒ geringe Auflösung ⇒ wird in der Atmosphäre kaum gestört.

Fernerkundung wird von bestimmten Plattformen aus betrieben. Man kann dabei grob zwischen drei Plattformen unterscheiden:

- ☞ Satelliten
- ☞ Flugzeuge
- ☞ Boden.

Von diesen Plattformen kann die Strahlung von Objekten auf der Erdoberfläche mittels fotografischer und/oder elektronischer Sensoren aufgenommen werden. Während auf Satelliten elektronische Sensoren überwiegen, werden fotografische Sensoren hauptsächlich in Flugzeugen und am Boden eingesetzt.

Die Art der Sensoren bedingt meist die anschließende Bildanalyse. Herkömmliche (visuelle) Bildanalyse wird hauptsächlich bei fotografischen Bildern, moderne (automatisierte) Bildanalyse hauptsächlich bei digitalen Bildern angewandt. Bei Dauerbeobachtungen (Monitoring) muß ein weiterer Analyseschritt angehängt werden. Es werden Einzelaufnahmen verschiedener Zeitpunkte miteinander verglichen und auf Veränderungen hin untersucht (= Veränderungsanalyse).

Fernerkundung wird hauptsächlich bei Untersuchungen auf Landschaftsniveau mittels Satelliten und Flugzeugen angewandt. Es gibt jedoch eine Reihe von Projekten, die Fernerkundung vom Flugzeug oder Boden aus für detaillierte Untersuchungen (bis auf Individuenniveau) einsetzen. Bei diesen Untersuchungen werden häufig sogenannte „Low Cost-Fernerkundungssysteme“ (Digital- oder Videokameras) eingesetzt.

4.26.8 Literatur

- ALLEN, T. R. & WALSH, J. (1996): Spatial and Compositional Pattern of Alpine Treeline, Glacier Nationalpark, Monata. PE&RS, 62(11):1261-1268.
- ASCHENBRENNER, J. (1992): Orthophoto und Monoplotting in der Gletscherkartographie – Die Herstellung von Kartengrundlagen für die Hochgebirgsforschung am Beispiel des Stubacher Sonnblickkees, Hohe Tauern. Salzburger Geographische Arbeiten, 21:89, Salzburg.
- BECKEL, L. (1996): Erdbeobachtungssatelliten: Systeme, Daten, Datenverfügbarkeit, Datenzugriff, Kosten. Österreichische Zeitschrift für Vermessung & Geoinformation, 84(1): 13-16.
- BECKER, F. & CHOUDHURY, B. J. (1988): Relative Sensitivity of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Microwave Polarisation Difference Index (MPDI) for Vegetation and Desertification Monitoring. Remote Sensing of Environment, 24(2): 297-311.
- BERGER, F. H. (1989): Multitemporal Analysis of Forest Areas in the Surroundings of Innsbruck. In: Monitoring the Earth's environment. Proc. workshop on Earthnet pilot project on Landsat TM applications, Frascati. – ESA Sp-1102: 293-298.
- BRONDIZIO, E.; MORAN, E.; MAUSEL, P. & YOU WU (1996): Land Cover in the Amazon Esturay – Linking of Thematic Mapper with Botanical and Historical Data. PE&RS, 62(8): 921-929.
- BUDD, J. T. C. (1991): Remote sensing techniques for monitoring land-cover. In: Goldsmith, B.: Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall, London u.a.: 33-59.
- CALOZ, R. & BLASER, T. (1989): Large-scale Forest Management Using Landsat Thematic Mapper data In: Monitoring the Earth's environment. Proc. workshop on Earthnet pilot project on Landsat TM applications, Frascati. ESA Sp-1102: 287-291.
- COENRADIE, B. (1992): Waldklassifizierung und Totholzkartierung im Nationalpark Bayerischer Wald unter Verwendung von Landsat-TM- und digitalen Zusatzdaten – Forschungsbericht. Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt, Oberpfaffenhofen.
- CONESE, C.; DE FILIPPIS, T. & MASELLI, F. (1993): Estimation of Soil Erosion through an Integrated Land Information System. Proceedings of the 12th EARSeL Symposium – Eger/Hungary/8-11 September, 1992, Rotterdam: 235-238.
- EASTMAN, R. (1995): Idrisi for Windows – User's Guide. Clark University, Worchester.
- EBERT, T. A. & EBERT, C. A. (1989): A Method for Studying Vegetation Dynamics when there are no Obvious Individuals – Virtual-Population Analysis Applied to the Tundra Shrub *Betula nana* L.. Vegetatio, 85: 33-44.
- FRANKLIN, E. (1992): Satellite Remote Sensing of Forest Type and Landcover in the Subalpine Forest Region, Kananaskis Valley, Alberta. Geocarto International, 4(4): 25-35.
- GALLAUN, H.; SCHMITT, U. & SCHRADT, M. (1995): Beobachtung und Prognosen der Vegetationsentwicklung und des Erosionsrisikos nach Waldbränden im mediterranen Raum. Tagungsbeitrag AGIT, www, Salzburg.
- GANGKOFNER, U. (1989): Multitemporal Snow Classification with TM Data. In: Monitoring the Earth's Environment – Proc. Workshop on Earthnet Pilot Project on Landsat TM Applications, Frascati, ESA Sp-1102: 13-21.
- HAEFNER, H. & HUGENTOBLE, F. (1985): Assessment and Monitoring of Abandoned Agricultural Land in the Swiss Alps – Methodes and Examples. Remote Sensing Series, 9, Department of Geography Remote Sensing Section Univ. Zürich-Irchel, Zürich: 21.
- HAUSHERR, H. (1996): Die Flora und Vegetation des Traunsteins (O.Ö.). Diplomarbeit Univ. Salzburg.
- KADRO, A. (1989): Use of Landsat-TM Data for Forest Damage Inventory. In: Monitoring the Earth's Environment – Proc. Workshop on Earthnet Pilot Project on Landsat TM Applications, Frascati, ESA Sp-1102: 261-270.
- KELLER, M. (1987): Ausapperungskartierung mit Landsat-MSS Daten zur Erfassung ökologischer Einflussgrößen im Gebirge. Remote Sensing Series, 10, Department of Geography Remote Sensing Section University of Zürich-Irchel, Zürich.
- KRAUS, K. & SINDHUBER, A. (1996): Das Potential russischer Weltraumphotographien für verschiedene Anwendungen. Österr. Zeitschr. f. Vermessung u.Geoinformation, 84, Heft 1: 17-21.

- KUHN, G. (1995): Erprobung von Fernerkundungs-Methoden für die Dauerbeobachtung der Vegetation im Wurzacher Ried, Tagungsbeitrag AGIT, www, Salzburg.
- KÜHNEN, A. (1994): Satellitengestützte Vegetationskartierung im Südtiroler Martelltal als Grundlage geoökologischer Planung. *Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie*, 4: 63-101.
- LAMBIN, E. F. (1996): Change Detection at Multiple Temporal Scales – Seasonal and Annual Variations in Landscape Variables. *PE&RS* 62(8): 931-938.
- LATHROP, R. G.; VANDE CASTLE, J. D. & BRASS J. A. (1994): Monitoring Changes in Greater Yellowstone Lake Water Quality Following the 1988 Wildfires. *Geocarto International*, 9(3): 49-57.
- LAURINI, R. & THOMPSON, D. (1996): *Fundamentals of Spatial Information Systems*. Academic Press, London.
- LILLESAND, T. M. & KIEFER, R. W. (1994): *Remote Sensing and Image Interpretation*. 3. Aufl., John Wiley & Sons, New York.
- LÖFFLER, E. (1994): *Geographie und Fernerkundung*, 2. Auflage, Teubner Studienbücher, Stuttgart.
- MANDL, P. (1982): Grundprinzipien und Anwendungsbeispiele digitaler Fernerkundungsverfahren. *Fernerkundungsinformation* Nr. 1/1982, Klagenfurter Geografische Schriften, Klagenfurt: 1-7.
- MATHESON, W. (1994): The Use of Landsat MSS Imagery to Determine Plant Characteristics and Community Spectral Separability from Sub-tropical to Arid Zones in Northern Australia. *Geocarto International*, 9(2): 5-13.
- MAUSER, W. (1989): Agricultural Land-Use Classification in the Upper Rhine Valley using Multitemporal TM Data. In: *Monitoring the Earth's Environment. Proc. Workshop on Earthnet Pilot Project on Landsat TM Applications*, Frascati, ESA Sp-1102: 191-198.
- NOWLING & TUELLER, P. T. (1993) A Low-Cost Multispectral Airborne Video Image System for Vegetation Monitoring on Range and Forest Lands. *Proceedings of the 14th Biennial Workshop on Color Aerial Photography and Videography for Resource Monitoring*: 211.
- REED, B. C.; BROWN, J. F.; VANDERZEE, D.; LOVELAND, T. R.; MERCHANT, J. W. & OHLEN, D. O. (1994): Measuring Phenological Variability from Satellite Imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5(5): 703-714.
- ROTT, H. & MARKL, G. (1989): Improved Snow and Glacier Monitoring by the Landsat Thematic Mapper. In: *Monitoring the Earth's Environment – Proc. workshop on Earthnet pilot project on Landsat TM applications*, Frascati. ESA Sp-1102: 3-12.
- ROTT, H.; NAGLER, T. & FLORICIOIU, D. M. (1996): Anwendung der Fernerkundung für die Schnee-hydrologie. *Österreichische Zeitschrift für Vermessung & Geoinformation*, 84(1): 51-54.
- SCHARDT, M. & SCHMITT, U. (1996) Klassifikation des Waldzustandes für das Bundesland Kärnten mittels Satellitendaten. *Österreichische Zeitschrift für Vermessung & Geoinformation* 84(1): 36-39.
- SCHNEIDER, W. (1989): Forest Damage Mapping in Austria with the Aid of Landsat TM Image Data. In: *Monitoring the Earth's environment. – Proc. workshop on Earthnet pilot project on Landsat TM applications*, Frascati. ESA Sp-1102: 223-231.
- SCHREILECHNER, P. (1995b): GIS-unterstützte Vegetationsökologie im Twenger Lantschfeld (Radstädter Tauern). Diplomarbeit Univ. Salzburg, Salzburg.
- SCHREILECHNER (1995a): Monotplotting – ein Verfahren für Vegetationskartierungen. In: 8. Österreichisches Botanikertreffen in Pörschach am Wörthersee. *Carinthia II*, 53. Sonderheft: 128-131.
- SILVERTON, J. & BRIDGET, (1988): Gaps in the Canopy – the Missing Dimension in Vegetation Dynamic. *Vegetatio*, 77: 57-60.
- SMITH, P. M.; KALLURI, N. V.; PRINCE, D. & DEFRIES, R. (1997): The NOAA/NASA Pathfinder AVHRR 8-km Land Data Set. *PE&RS*, 63(1): 12-32.
- SPERDUTO, M. B. & CONGALTON, R. G. (1996): Predicting Rare Orchid (Small Whorled Pogonia) Habitat Using GIS, *PE &RS*, 62 (11): 1269-1279.
- SPJELKAVIK & ELVEBAKK, A. (1989): Mapping Winter Grazing Areas for Reindeer on Svalbard Using Landsat Thematic Mapper Data. In: *Monitoring the Earth's Environment* ESA Sp-1102: 199-206.

STROBL, J (1995): Hochschullehrgang „Geographische Informationssysteme“ Modul 10 – Räumliche Analysemethoden (Teil 2), Institut für Geographie, Universität Salzburg.

WICKHAM, J. D.; WADE, T. G.; JONES, K. B.; RIITTERS, K. H. & O'NEILL, R. V. (1995): Diversity of Ecological Communities of the United States. *Vegetatio*, 119: 91-10.

4.27 GEOGRAPHISCHE INFORMATIONSSYSTEME ALS WERKZEUG ZUR DOKUMENTATION UND ANALYSE VON MONITORINGPROJEKTEN

Karl Reiter & Klaus Fussenegger

4.27.1 Einleitung

Durch den eindeutigen Raumbezug von Monitoringflächen besteht die Forderung nach Formen der Informationstechnologie, die sowohl einen Bezug auf den räumliche als auch den beschreibenden Aspekt bei der Dokumentation und Analyse von Objekten nehmen. Derartige Systeme werden unter dem Begriff Geographisches Informationssystem (GIS) zusammengefaßt. Dieser Begriff wurde erstmals 1963 von TOMLINSON verwendet. Den wissenschaftlichen Hintergrund für diese Art der raumbezogenen Auseinandersetzung liefert die Geoinformatik. Die Geoinformatik setzt sich mit dem Wesen und der Funktion der Geoinformation, mit ihrer Bereitstellung in Form von Geodaten und mit den darauf aufbauenden Anwendungen auseinander. Die Auseinandersetzung mit Aspekten der Geoinformation liefert aber auch Informationen über sich selbst, über die Art und Weise wie wir den Raum bzw. das Beziehungsgeflecht in den uns umgebenden Raum begreifen und wie dadurch Entscheidungen beeinflusst werden (vgl. BARTELME, 1995). Deshalb macht es einen Unterschied, ob ein Techniker, Informationswissenschaftler oder ein Biowissenschaftler den Raum einer analytischen Betrachtungsweise unterzieht. Aus diesem Grund kann und soll sich der Vegetationsökologe der informationstechnologischen Bearbeitung seiner Untersuchungsflächen nicht entziehen.

Der Zugang zu geographischen Informationssystemen war lange Jahre nur Institutionen wie Universitäten oder Einrichtungen der allgemeinen Verwaltung vorbehalten, die über Großrechenanlagen verfügten. Die stetige Entwicklung in der Computertechnologie führte jedoch zu einer rasanten Leistungssteigerung der Hardwaretechnologie, verbunden mit stark sinkenden Hardwarekosten. Dadurch drängt das GIS immer mehr in den PC-Bereich vor und bekommt somit einen immer breiteren Anwendungsbereich.

4.27.2 Definitionen

Es gibt keine allgemein anerkannte Definition des Geographischen Informationssystems, auch verwenden manche Autoren die Begriffe „Raumbezogenes Informationssystem“ oder „Geo-Informationssystem“. Stellvertretend sind hier zwei Definitionen angeführt:

- Nach SCHALLER J. DANGERMUND J. (1991) „ist ein Geographisches Informationssystem ein computergestütztes System, das in der Lage ist, flächenbezogene, geographische Daten zu erheben, zu verwalten, abzuändern und auszuwerten. Geographische Daten liegen in Form räumlicher Daten und beschreibender Informationen vor. Räumliche Daten befassen sich mit der Lage, Ausprägung und den Beziehungen von geometrischen Informationen untereinander, wie z. B. Entfernungen, Flächengrößen etc. Die beschreibenden Daten beziehen sich auf die näheren Eigenschaften der geometrischen Daten. Ein GIS stellt Werkzeuge und Methoden bereit, um die reale Welt in Form raumbezogener Daten darzustellen“.

- Nach BILL und FRITSCH (1991) kann ein Geographisches Informationssystem als ein System definiert werden, „das aus Hardware, Software, Daten und den Anwendungen besteht. Mit ihm können raumbezogene Daten digital erfaßt und redigiert, gespeichert und reorganisiert, modelliert und analysiert sowie alphanumerisch und graphisch repräsentiert werden.“

Ein GIS arbeitet demnach mit raumbezogenen Objekten (z. B. Waldfläche, Fluß, Brunnen), mit deren Eigenschaften (Attribute, thematische Daten bzw. Sachdaten) und deren Beziehungen zueinander. In einem GIS ist nicht nur die Gestalt der Objekte von Bedeutung, sondern ebenso ihre Lage zueinander (Nachbarschaftsbeziehung). Durch die Verknüpfung von Informationen über den Raumbezug lassen sich verschiedenste Thematiken mit gleichem geographischen Bezug miteinander „verschneiden“. Das bedeutet die Schaffung eines neuen Geodatensatzes durch die geometrische Kombination von Polygonen mit der Übernahme der Flächenqualitäten der Ausgangspolygone. Dies kann somit zu einem wesentlichen Gewinn von neuen Informationen führen.

Eine übersichtliche Darstellung der verschiedensten Definitionen zur Charakterisierung eines GIS findet sich in MAGUIRE (1991).

4.27.3 VEKTORMODELL VERSUS RASTERMODELL

Zur Abbildung der Realität in einem GIS gibt es zwei grundlegende Möglichkeiten. Es sind dies das Vektormodell und das Rastermodell.

4.27.3.1 Vektormodell

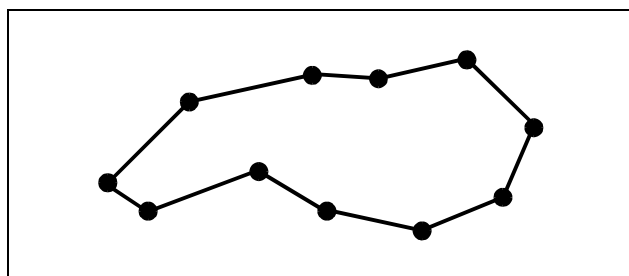


Abb. 70:
Darstellung der Geometrie einer Fläche in Vektorform (Kanten-Knoten-Struktur),
(FUSSENEGGER, 1995).

Beim Konzept der Vektorform wird die Geometrie der Objekte, also ihr Raumbezug, anhand ihrer Konturen (Außengrenzen) beschrieben. Objekte können dabei durch ein einzelnes Koordinatenpaar (Punkt), durch eine Liste von Koordinatenpaaren (Linie) oder durch zusammenhängende Linienelemente zur Definition einer in sich geschlossenen Einheit (Fläche) dargestellt werden (siehe Abb. 70). Qualitative und/oder quantitative Objekteigenschaften sind dieser rein geometrischen Information hinzuzufügen.

4.27.3.2 Rastermodell

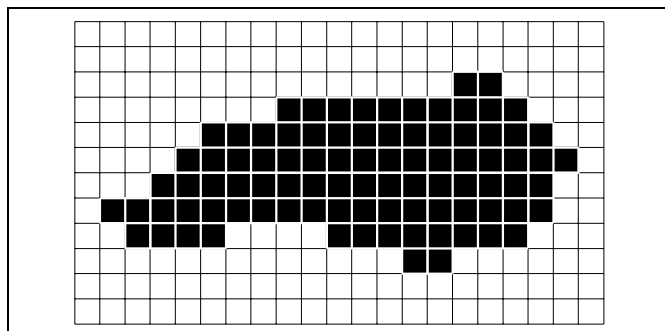


Abb. 71:
Darstellung der Geometrie einer Fläche in Rasterform.

Dem Vektormodell steht das Rastermodell gegenüber. Dabei werden die Eigenschaften eines Objekts derart abstrahiert, daß wir sie innerhalb von rechteckigen und regelmäßigen in Rasterform angeordneten Bereichen („Zellen“ = Grid) als homogen auffassen (BARTELME, 1989). Der Vorteil dieses Modells gegenüber dem Vektormodell liegt darin, daß es in diesem Falle nur einen Entitätstyp – die Rasterzelle – gibt. Rasterdaten kennen keine Unterscheidung nach Punkt, Linie oder Fläche. Sie enthalten lediglich Werte über Eigenschaften der Pixel. Die Techniken, die für die Bearbeitung derartiger Datensätze Anwendung finden, lassen sich sehr einfach realisieren, da viele Strategien aus der Matrixalgebra übernommen werden. Erst der Einsatz der Scanner förderte die Entwicklung des Raster-GIS. Auch die relativ leichte Verfügbarkeit von Luft- und Satellitenbildern in digitaler Form, die so in ihrem Aufbau einem Rasterdatensatz entsprechen, förderten diese Entwicklungen.

Die Größe einer solchen Rasterzelle repräsentiert einen klar definierten Ausschnitt aus der Realität, wobei die Größenausdehnung von km² bis zu m² oder weniger erreichen kann. Jeder Zelle wird ein Wert zugewiesen, der die Merkmale, die am Standort beobachtbar sind, wiedergibt.

Die Vorteile eines Raster-GIS gegenüber einem Vektor-GIS sind in vielen Arbeitsgebieten relativ stark ausgeprägt. Vor allem im Bereich der Surface-Analyse (Landnutzung, Biotopkartierung etc.) sind die Vorteile durch die Aufteilung des Raumes in Rasterflächen erkennbar. Der Nachteil liegt sicherlich in der Abstrahierung des Raumes. Für die Repräsentation von Sachverhalten, die präzise Koordinatenangabe verlangen, wie dies bei der Dokumentation von Monitoring-Objekten der Fall ist, scheinen Rastersysteme weniger geeignet zu sein. Im Falle einer Analyse von Sachverhalten aus Monitoringflächen, vor allem im Zusammenhang mit der Erstellung von Prognosemodellen bzw. dem Hochrechnen der Angaben aus den Monitoringflächen auf das gesamte sie umgebende Gebiet (siehe), kommen die Stärken dieses Systems wieder zum Tragen.

4.27.3.3 Topologie

Die Topologie ist eine Fachrichtung der Mathematik, die sich mit den Eigenschaften geometrischer Gebilde (Objekte) beschäftigt. Die metrischen Verhältnisse der Objekte spielen dabei keine Rolle, es kommt lediglich auf die gegenseitige Lage der Figuren (Nachbarschaftsbeziehung) an. Nach LAURINI & THOMSON (1992) ist bei der Bearbeitung von Daten mit räumlichem Bezug die geometrische Information nötig, die topologischen Eigenschaften oft erforderlich oder beide gemeinsam bei bestimmten Analysen wesentlich.

Auf dem Punkt als Träger der geometrischen Information (BARTELME, 1989) bauen alle höheren Strukturen (Linie, Fläche) auf. Im Vektormodell werden Linien durch die Verbindung von Punkten abgebildet, wobei diese Verbindung über Zwischenpunkte erfolgen kann. Diese linienhafte Verbindung (Kanten) wird durch die topologische Beziehung von zwei Punkten (Knoten) realisiert. Die Zwischenpunkte dienen jedoch nur der Formgebung und sind ohne topologische Relevanz. Flächen werden durch Kanten definiert und sind daher im strengen Sinn nicht als eigenständige Einheiten zu behandeln.

Die Topologie erlaubt durch Einbeziehung der drei graphischen Grundelemente Punkt – Linie – Fläche die Untersuchung der Zusammenhänge von Linienelementen (connectivity), die Definition der Nachbarschaftsbeziehungen von Flächen (adjacent), die Definition von verbundenen Elementen, die Vereinigung von einfachen graphischen Elementen zu komplexeren oder die Unterstützung bei der Fehleranalyse. Die Topologie liefert somit Auskunft über verschiedene räumliche Beziehungen und erlaubt erst gemeinsam mit dem geometrischen und thematischen Aspekt räumliche Analysen bzw. Synthesen, sofern das Vektormodell Anwendung findet.

4.27.4 Gis und andere Informationssysteme

Für eine umfassende Definitionsbeschreibung eines GIS ist eine Beschreibung ähnlicher Systeme wie CAD-Systeme (Computer Aided Design), Computerkartographie-Systeme, Datenbanksysteme und Fernerkundungssysteme von Wichtigkeit. Ein GIS dient nicht alleine nur zum Zeichnen von Karten oder Bildern, vielmehr ist es ein Datenbanksystem, das seine Informationen bzw. das Ergebnis einer räumlichen Analyse hauptsächlich in Form von Karten ausgibt. MAGURIE (1991) leitet aus den unterschiedlichen Zugängen zur Vorstellung über das Wesen eines GIS drei wesentliche, sich teilweise überlappende Begriffe ab, die als Synthese der zuvor gemachten Aussagen betrachtet werden.

Es sind dies:

- die Karte
- die Datenbank
- die räumliche Analyse.

Ein GIS unterscheidet sich dabei von anderen graphischen Systemen im wesentlichen durch eine Analysefunktionalität (BILL, 1996).

Nach COWEN (1988) können CAD-Systeme keine Symbole oder Signaturen automatisch nach nutzerdefinierten Kriterien zuweisen und haben stark limitierte analytische Fähigkeiten. Zum Aufbau von Flächengeometrien sind derartige Systeme jedoch hervorragend geeignet. Der wesentliche Unterschied zwischen einem CAD-System und einem GIS ist die Sachdatenhaltung, die beim GIS überwiegt. Das wohl bekannteste CAD System ist Auto-Cad.

Computerkartographie-Systeme zeichnen sich durch einen hohen Funktionsumfang bezogen auf automatisierte Klassifikation, Symbolisierung und Datenupdating aus. Es fehlen jedoch auch hier viele der analytischen Möglichkeiten, die für ein „echtes“ GIS typisch sind. Hier steht primär die Darstellung im Vordergrund. Als Beispiel dafür kann das Programm ARCVIEW gelten. Der Weg dieser Systeme weist jedoch eindeutig in Richtung GIS. Bekannte Vertreter dieser Softwarekategorie sind beispielsweise MapInfo oder ARCView. So wird die neueste Version von ARCView bereits als DesktopGIS bezeichnet.

Die Datenbankmanagementsysteme (DBMS) dienen nur der Bearbeitung der Daten (Sachdaten, Attribute) ohne direkten graphischen Bezug. Derartige Systeme haben daher einen stark limitierten Funktionsumfang im Bereich der Raumanalyse. Die meisten Geoinformationssysteme verfügen jedoch über eine Schnittstelle zu den gängigsten DBMS.

Fernerkundungssysteme (Remote Sensing Systeme) werden entwickelt, um Rasterdaten, wie sie von Scannern in Flugzeugen oder Satelliten geliefert werden, zu bearbeiten und zu analysieren. Die Einbeziehung von beschreibenden Informationen auf Basis eines Datenbankmanagementsystems sind in der Regel schwach entwickelt.

Ein GIS, vor allem sogenannte hybride Systeme, d. h. Systeme mit Vektor und Rasterbezug, zeichnen sich dadurch aus, daß sie alle Charakteristika der vier zuvor beschriebenen Softwaresysteme in sich vereinigen. Im Prinzip muß mit einem GIS jede Form von Arbeit mit graphisch-räumlichen Bezug in Analyse und Darstellung möglich sein, wenn auch die spezialisierten Systeme auf Grund der Softwareergonomie oft einfacher und effizienter sind.

4.27.5 Elemente eines Gis

Die vier Hauptkomponenten eines GIS (siehe Abb. 72), die erst gemeinsam eine funktionsfähige Einheit darstellen, werden nachfolgend kurz beschrieben.

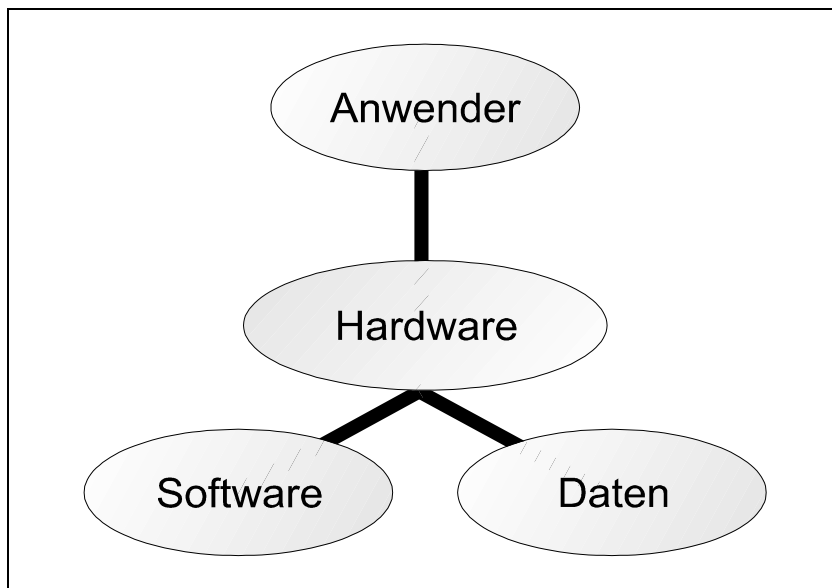


Abb. 72:
Die vier Hauptkomponenten
eines GIS (nach BILL &
FRITSCH, 1994).

4.27.5.1 Software

Als Software sind alle immateriellen Teile einer EDV-Anlage zusammengefaßt. Dies schließt Betriebssystem, Programmiersprachen, Graphik, Datenbanken etc. mit ein und läßt sich hierarchisch gliedern.

Die Software basiert grundsätzlich auf einem Betriebssystem (Systemsoftware). Darauf aufbauend gibt es diverse Standards für Graphik, Datenbank, Windowssystem usw. Weiters folgt die GIS-Software mit ihren Grundfunktionen. GIS-Applikationspakete und GIS-Kommunikationsformen runden das Softwarepaket nach oben hin ab. Je höher der Benutzer in dieser Hierarchie angesiedelt ist, desto einfacher ist das System in der Regel für ihn zu bedienen.

Programme bzw. Programmsysteme, die alle weitgehend unter dem Begriff GIS subsumiert werden, sind auf vielfältigste Weise einzuteilen. Einerseits nach den Betriebssystemen unter denen diese laufen, oder nach ihrer Funktionalität (Vektor, Raster, Vektor und Raster) und natürlich nach dem Preis. Der Preis für GIS-Software kann extrem unterschiedlich sein. So finden sich Entwicklungen, die mit sehr hohem Funktionalitätsumfang ausgestattet sind, jedoch als Sharewareprogramme gelten und somit de facto kostenlos sind.

4.27.5.1.1 Kommerzielle Programme

Alle hier vorgestellten Programme sind auf unterschiedlichen Rechnerplattformen und Betriebssystemen lauffähig, wobei die Versionen für UNIX/WindowsNT von den Funktionen umfangreicher sind, jedoch auch dementsprechend um das ca. 2,5-fache teurer sind als die Versionen in der MSDOS-Umgebung.

ARC/INFO: Dieses Programm ist in Österreich der Marktführer vermutlich sogar weltweit. Nahezu alle Institutionen der allgemeinen Verwaltung, wie z. B. die Landesinformationssysteme, das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen oder die Geologische Bundesanstalt verfügen über dieses System. Auch an Universitäten wird auf diesem System gearbeitet, wie beispielsweise in fachspezifischen Vorlesungen und Übungen an den Universitäten Wien und Salzburg.

Für das Betriebssystem UNIX belaufen sich die reinen Softwarekosten (gesamter Funktionsumfang) auf ca. ATS 800.000,-. Die PC-Version kostet zwar nur noch ca. ATS 100.000,- sie besitzt jedoch unvergleichlich geringere Analysemöglichkeiten.

INTERGRAPH: Dieses System ist mit ARC/INFO vergleichbar. Lange Zeit war es an Hardwaresysteme der gleichen Firma gebunden. Mittlerweile ist INTERGRAPH auf den verschiedensten Rechnerplattformen anzutreffen.

ERDAS: Dieses Programmsystem wurde primär zur Bearbeitung von Rasterdatensätzen im speziellen von Satellitenbildern geschaffen. Es beinhaltet auch die Möglichkeit der Bearbeitung von Vektordaten. Durch eine starke Kooperation mit den Entwicklern von ARC/INFO spielen diese beiden Softwaresysteme sehr gut zusammen. Durch die Kombination beider Systeme wird ein System zur Raumanalyse geschaffen, das in seiner Stärke momentan in einem vernünftigen Preis-Leistungsverhältnis so ziemlich an der Spitze steht. ERDAS kann unter den Betriebssystemen UNIX, DOS und Windows NT betrieben werden.

ARCVIEW: Dieses Programm ist auf allen Rechnerplattformen betriebsfähig. Ursprünglich war es ein einfaches Computerkartographiesystem. Heute in der Version 3.0 spricht man bereits von einem DesktopGIS. Das bedeutet, daß es auch die Fähigkeit zur Dateneingabe (Geometrien, Sachdaten), zum Aufbau von Topologien und auch einen erweiterten Satz an Analysefunktionen besitzt. Dies gepaart mit den guten Möglichkeiten der Kartengestaltung gibt dem Durchschnittsanwender ein Werkzeug in die Hand, das für die meisten Fragestellungen ausreichend ist. So besteht durch den „geringen“ Preis von ca. ATS 30.000,- (Grundausstattung) bis ATS 80.000,- und der Installation auf durchschnittlichen PC's die Möglichkeit, auch für kleinere Arbeitsgruppen in die Welt der GIS-Anwendung einzusteigen.

Neben den hier angeführten Programmen gibt es noch eine Vielzahl weiterer GIS-Programme wie beispielsweise SPANS, SICAD oder SMALLWORLD.

4.27.5.1.2 Sharewareprogramme

Die an dieser Stelle zu nennenden Programme wie IDRISI, KOHROS oder GRASS sind Entwicklungen von Universitäten bzw. militärischen Einrichtungen und werden primär dem Bereich der rasterbasierenden Systeme zugeordnet. Das bedeutet, daß präzise räumliche Bezüge abhängig von der Rastergröße nur bedingt möglich sind. Zur Dokumentation von Monitoringprojekten sind diese Systeme somit weniger geeignet. Jedoch durch ihren hohen Funktionalitätsumfang in Bezug auf räumliche Analysen lassen sich diese Systeme hervorragend z. B. für Modellerstellungen oder Bildanalysen einsetzen.

Daten

Die Daten eines GIS sind wohl die teuerste Komponente eines Systems. Jedes Datenelement, das von einem GIS verwaltet wird, ist direkt oder indirekt auf die Erdoberfläche oder einen Teil der Erdkruste bzw. auch der Erdatmosphäre bezogen.

Ausgehend von der Art der Informationsquelle (Datenquelle) gibt es eine Vielzahl von Erfassungsmethoden (siehe Abb. 73).

Die richtige Wahl der Datenerfassungsmethode ist entscheidend für die Brauchbarkeit der Daten und den Kostenaufwand, da im allgemeinen 50-90 % des finanziellen Aufwandes für ein Informationssystem auf die Datengewinnung fallen.

Die Nutzung bestehender GIS- und EDV-Daten ist von zunehmender Bedeutung. Durch die mittlerweile breite Anwendung der EDV-Systeme sind bereits viele Daten käuflich erwerbbar. Hier sind vor allem staatliche Stellen zu erwähnen. „In den USA und Kanada, wo die GIS-Anwendungen schon sehr weit verbreitet sind, ist ein wesentlich größerer Bestand an digitalen Daten vorhanden. Diese sind zu günstigen Preisen erhältlich, weil mit steigender Verbreitung der digitalen Grundlagen die Anzahl an verwertbaren Anwendungen wächst“ (OBERRESSEL, 1993). In Österreich sind die käuflichen GIS-Daten noch teurer als in den USA. Der Kostenaufwand für die Herstellung eigener Datensätze ist in der Regel weit höher als der Zukauf von Daten (Mehrfachnutzung).

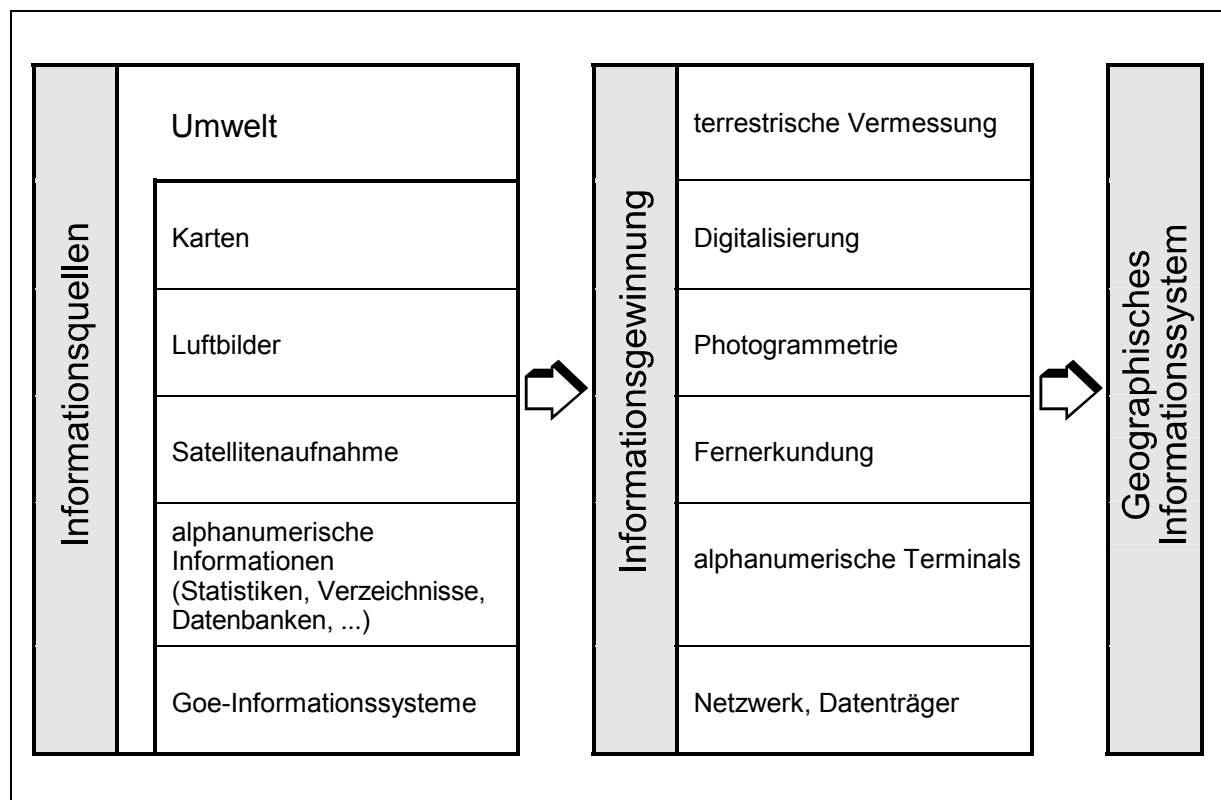


Abb. 73: Informationsquellen und Methoden der Informationsgewinnung für Geographische Informationssysteme (LUCKHARDT, 1992, verändert).

Hardware

Unter dem Begriff Hardware werden alle physischen Bestandteile einer Datenverarbeitungsanlage, also die Geräte, verstanden. Die Hardware entscheidet beim GIS wesentlich über die Geschwindigkeit des Systems. In der Regel besteht ein GIS hardwareseitig zumindest aus einem Bildschirm, einer Maus und einer Tastatur.

Neben dem eigentlichen Rechner zählen zur Hardware auch die zahlreichen Peripheriegeräte zur Datenerfassung und Datenausgabe.

Ein GIS kann heute auf den unterschiedlichsten Rechnerplattformen realisiert werden. Ein PC sollte jedoch mit genügend Arbeitsspeicher (32 Mb), einer großen Festplatte (1 Gigabyte) und einem großen Bildschirm (17 Zoll) ausgestattet sein. Die oft vom Hersteller angegebenen Anforderungen stellen nur eine Minimalforderung dar. Effektives Arbeiten kann damit meist nicht gewährleistet werden.

Für ein GIS, das auf sogenannte Workstations (unter dem Betriebssystem UNIX laufende Systeme mit erhöhten grafischen Fähigkeiten) ausgerichtet ist, müssen neben den relativ großen Anschaffungskosten (sinnvoll ab ca. ATS 250.000,-) auch die Personalkosten mit einberechnet werden, da derartige Systeme nur von Fachkräften betrieben werden können.

Zu den Peripheriegeräte zählen Geräte zur Eingabe von Daten und zur Ausgabe:

• Eingabe

- **Scanner:** Zum Einlesen von Karten oder Planvorlagen für das Vektorisieren oder zum Erfassen von Kartenmaterial als Hintergrundimages ist ein großer Graustufenscanner nötig (A0-Format). Ein Farbscanner ist nur in kleineren Formaten anzuraten, da der dabei anfallende Speicherbedarf bei Echtfarbdarstellung enorm ist.

- **Digitalisierbrett:** Dieses dient zur Übertragung von X-Y-Koordinatenpaaren, die aus Planvorlagen (z. B. Karten) abgeleitet werden. Ab dem Format A3 kann vernünftig gearbeitet werden. Anzuraten sind jedoch die großen Formate A1 oder A0.

- **Ausgabe**

- **Drucker:** Ein postskriptfähiger Laserdrucker ist auf Grund der höheren graphischen Fähigkeiten unumgänglich. Ein wesentlicher Bestandteil einer GIS-bezogenen Hardwareausstattung ist ein Farbdrucker. Die Ausgabe von Flächen in Vollfarben oder die Kombination von Vektordaten mit Images, wie beispielsweise Orthophotos, kann in billiger Form nur über einen Farbtintenstrahldrucker erfolgen. Will man jedoch hochqualitative Karten ausgeben, scheint ein Farblaserdrucker unumgänglich.
- **Plotter:** Der Stiftplotter wird immer mehr in den Hintergrund gedrängt, da bei der Darstellung flächiger Informationen das „Ausmalen“ der Flächen zu zeitaufwendig ist. Ein Thermotransferplotter würde dieses Problem aufheben, jedoch sind dafür die Anschaffungs- und die Betriebskosten sehr hoch.

Anwender

Als Anwender sind potentiell all jene Ressorts gegeben, die mit raumbezogenen Daten in irgend einer Form in Verbindung stehen. Das GIS hat Einzug in die verschiedensten Anwendungsbereiche gehalten. Vor allem in jungen Fachgebieten, wie Natur- und Umweltschutz, Umweltüberwachung, Umweltplanung, Raumordnung und Kommunalplanung, Geomarketing, mit ihren vielfach komplexen Fragestellungen ist das GIS ein brauchbares Werkzeug für verschiedene Analysen und Auswertungen geworden.

Waren früher die Anwendungen nur für reine EDV-Spezialisten ausgelegt, so erleichtern heute benutzerfreundliche graphische Oberflächen die Arbeit. Viele Systeme stellen nun Werkzeuge zur Verfügung, um für spezielle Anwendungen bzw. Aufgaben passende Benutzeroberflächen zu entwickeln.

4.27.6 Beispiele

Am Beispiel eines Monitoring-Projektes in den Niederösterreichisch-Steirischen Kalkvoralpen sollen ein Ausschnitt der GIS-Anwendung kurz vorgestellt werden. Ziel ist es, in einem ca. 50 km² großen Gebiet einige der sogenannten „bunten-blumenreichen“ montanen Wiesen zu beschreiben und deren Veränderung durch die Unternutzung zu beobachten. Im Zuge von zwei Diplomarbeiten (HOFSTÄTTER und PÜRINGER in Arbeit) wurde der Versuch unternommen, mit Hilfe eines GIS eine repräsentative Stichprobe zu erstellen, die Ersterhebung räumlich zu dokumentieren und ein Prognosemodell zur Entwicklung der Wiesen zu erstellen.

Die Erarbeitung der Stichprobe wird in den folgenden drei Karten (Abb. 74-76) vorgestellt (vergl. REITER & KIRCHMEIER, 1997).

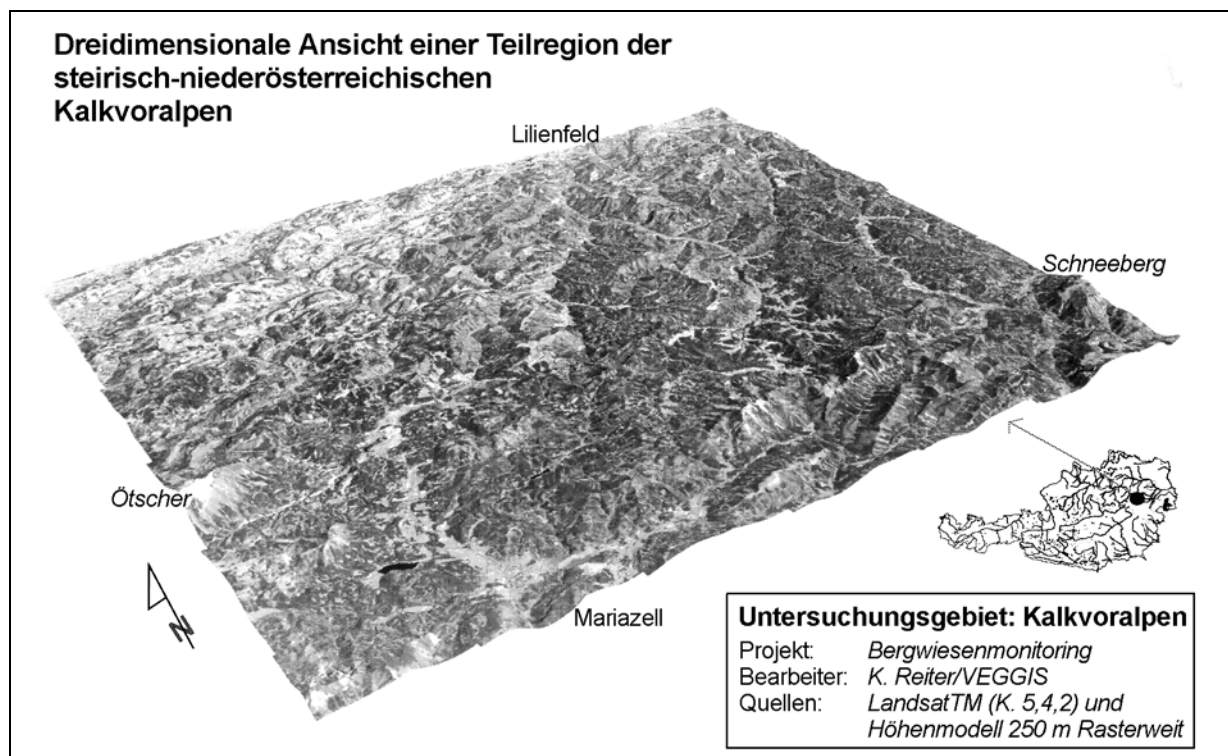


Abb. 74: Darstellung der Grundlagen der Stichprobenwahl (Geomorphologie und Satellitenbild) in Form einer 3D-Ansicht des Untersuchungsgebietes).

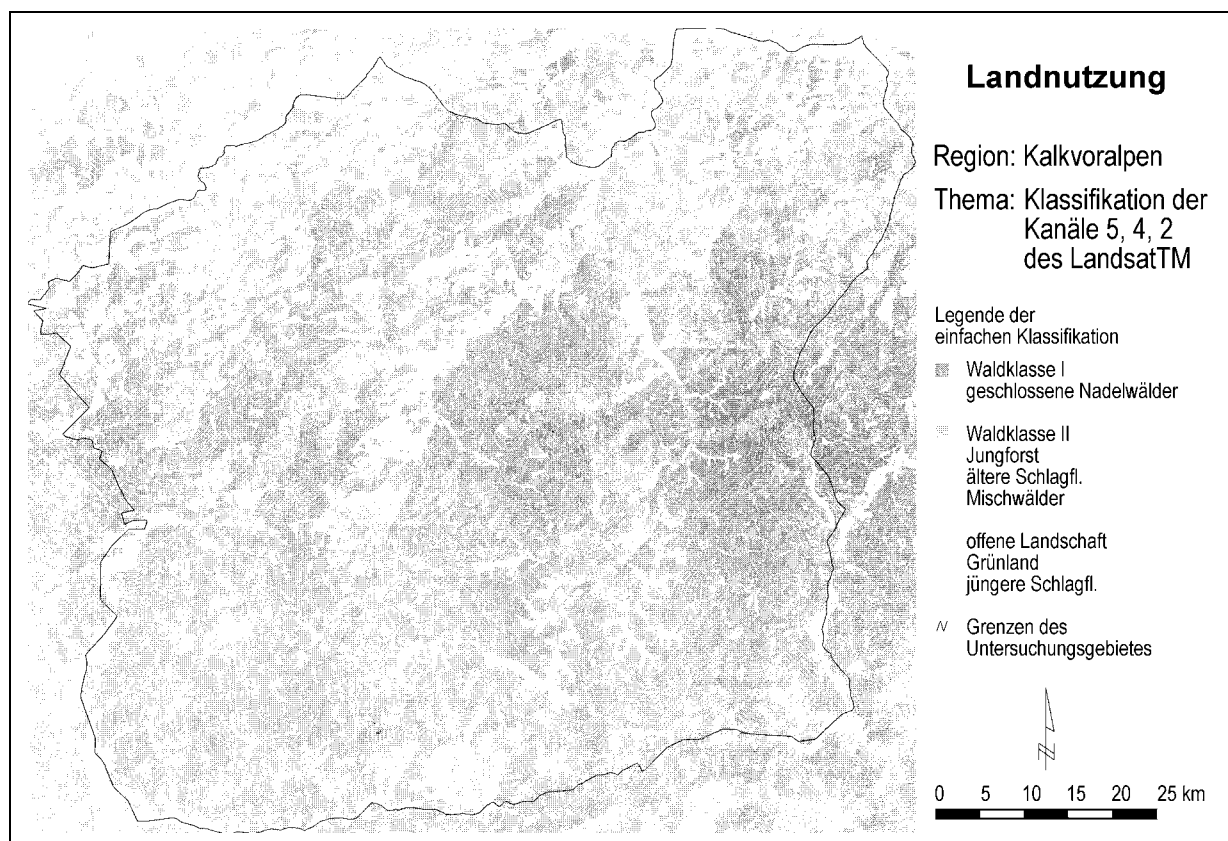


Abb. 75: Einfache Segmentierung und Klassifizierung des Satellitenbildes zur Abgrenzung des potentiellen Wieslandes in der submontanen und montanen Stufe.

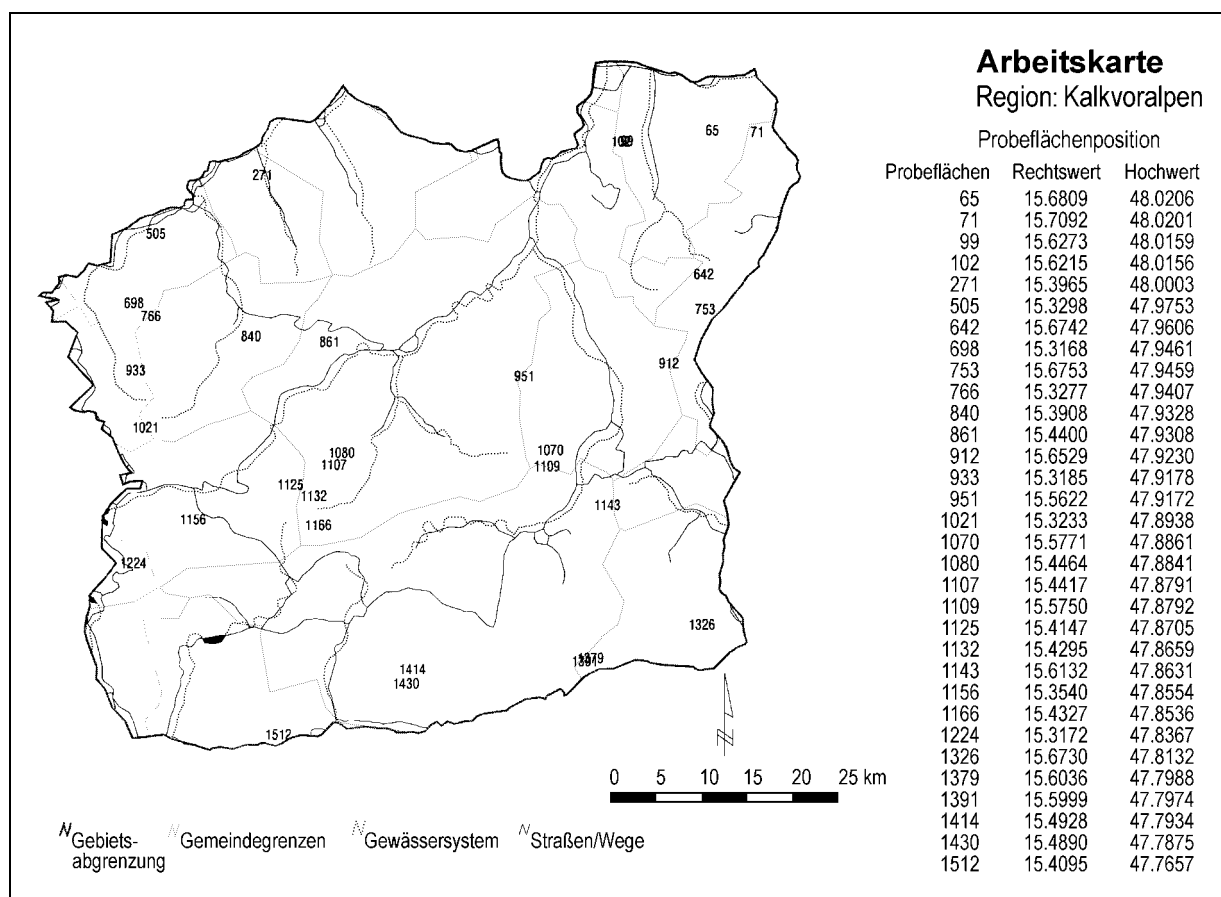


Abb. 76: Durch Verschneidung der höhenzonalen Gliederung mit der klassifizierten Karte gewonnene Grundgesamtheit – zufallsbedingte Wahl der Untersuchungsflächen.

4.27.7 Zusammenfassung

Gerade Vegetationsökologen, deren Arbeit immer auf die Erforschung der Schnittmenge aus Vegetation und Raum abzielt, sollten bei der Einbeziehung der zeitlichen Komponente, wie es bei Monitoringprojekten der Fall ist, auf die Möglichkeiten des GIS zurückgreifen. Das es heute auch für Arbeitsgruppen ohne großen organisatorischen Hintergrund möglich ist, in diesen Bereich der Auseinandersetzung mit dem Raum einzusteigen, ist durch neuere und preislich immer billigere Softwareentwicklungen zurückzuführen. Im Bewußtsein, daß sich durch die informationstechnologische Kombination von raumbezogenen Daten die Sichtweise bezüglich mancher biotischer Gegebenheiten ändert, erweitert oder überhaupt erst ermöglicht, wird die Integration der Geoinformationssysteme in die Arbeit der Vegetationsökologen wohl nicht aufhaltbar sein.

4.27.8 Literatur

- BARTELME, N. (1989): GIS Technologie – Geoinformationssysteme, Landesinformationssysteme und ihre Grundlagen. Verlag Springer: 280.
- BARTELME, N. (1995): Geoinformatik – Modelle, Strukturen, Funktionen. Verlag Springer: 414.
- BILL, R. & FRITSCH, D. (1994): Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Hardware, Software und Daten, Band 1, 2. Aufl. Heidelberg: Verlag Wichmann.

- BILL, R. (1996): Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Analysen, Anwendungen und neue Entwicklungen. Band 2, Heidelberg: Verlag Wichmann.
- COWEN, D. J. (1988): GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences?, *Photogrammetric Engineering and Remot Sensing*, 54: 1551-4.
- FUSSENEGGER, K. (1995): Integration vegetationsökologischer Daten in ein GIS am Beispiel der Verbreitungskarte der potentiell natürlichen Waldvegetation Vorarlbergs. Wien, Universität Wien, Institut für Pflanzenphysiologie, Diplomarbeit.
- LAURINI, R.; THOMPSON, D. (1992): *Fundamentals of Spatial Information Systems*. Verlag Academic Press, The Apitic Series, Nr. 37: 680.
- LUCKHARDT, T. (1992): Entwicklungsstand der Erfassung raumbezogener Informationen durch kombinierte Methoden. In: Gewinnung von Basisdaten für Geo-Informationssysteme. Vorträge des 28. DVW-Seminars v. 5. u. 6. Sept. 1992 an der Technischen Universität Dresden. Hrsg.: D. Grünreich, G. Buziek, Schriftenreihe des DVW, Stuttgart: Verlag K. Wittwer: 139-155.
- MAGURIE, D. J. (1991): An Overview and Definition of GIS. In: *Geographical Information Systems*, Hrg.: Magurie, D. J.; Goodchild, M.; Rhind, D. W., Verlag Longman Scientific & Technical: 9-20.
- OBERRESSEL, J. (1993): Anwendungsmöglichkeiten eines raumbezogenen Informationssystems. Aufgezeigt anhand der Flächennutzung im Vorarlberger Rheindelta. Wien, Universität für Bodenkultur, Diplomarbeit.
- REITER, K.; KIRCHMEIER, H. (1997): Geoinformationssysteme im Lichte der Hemerobiebewertung. *Österreichische Forstzeitung*, 1/97.
- SCHALLER, J.; DANGERMOND, J. (1991): Geographische Informationssysteme als Hilfsmittel der ökologischen Forschung und Planung. *GFÖ Verhandlungen*, Band 20/2: 651-662.

4.28 Retrospektives Monitoring

von Klaus Ecker

4.28.1 Summary

Dynamic processes in cultural landscapes often extend over time periods which cannot be recorded by conventional monitoring programmes. Therefore the necessity arises for an appropriate concept for the description and analysis of long-term changes in consideration of historical dimensions.

This can be achieved by "Retrospective Monitoring" describing dynamic changes in the past and assuming actual properties of cultural landscapes as a result of a long-term development. The reconstruction of the courses of events in the past is based on the of different kinds interpretation of historical sources (e.g. documents, maps, ...) back to preindustrial times, which to date have only hardly been accessible. Some single cultural areas can be traced back even to the early days of modern times.

The historical information can be gained by means of "Retrospective Monitoring" on different levels:

- The comparison of present stages of succession with earlier stages reveals detailed information on the changes (and their dynamics) in the composition of species.
- Past stages of one location are – due to the available data – reconstructed only at a level of higher systematic categories, which, nevertheless, allows to gain information about the ecological aspects of a landscape.

Both methods can be used to gain information reaching back into the past, by far exceeding the short time frame of comparatively young monitoring programmes. Using Retrospective Monitoring dynamical processes of cultural landscapes can now – depending on the method of interpretation, which implies either a loss of observation stringency or location accuracy – be observed over historical periods.

4.28.2 Einleitung

Jahrtausendelange Einflußnahme des Menschen auf die Landschaft hat neben der flächenmäßigen Dezimierung der ursprünglichen Waldlandschaft Mitteleuropas auch zu einer qualitativen Veränderung der Landschaftsausstattung beigetragen. Durch die Überformung der Naturlandschaft entstanden an Stelle von Wäldern, Mooren und Flußauen neue Lebensgemeinschaften mit geänderten Konkurrenzverhältnissen wie Forste, Felder, Wiesen, Hecken und Weiden, die ihrerseits wieder Böden und Kleinklima beeinflußt haben (KÜSTER, 1995, ELLENBERG, 1986).

Diese anthropogen entstandenen Einheiten lassen sich zwar mit naturwissenschaftlichen Methoden beschreiben, die Erklärung ihrer physiognomischen und floristisch-soziologischen Struktur und Verteilungsmuster (Kulturlandschaftstypen, Ensemble) kann jedoch nur auf Basis der jeweiligen Kultur- und Nutzungsgeschichte erfolgen. Zum kausalen Verständnis genügt es daher nicht, die gegenwärtigen Wirtschaftsmethoden in Forst und Flur zu kennen. Besonders in bezug auf traditionelle Landschaftsmuster und persistente Landschaftselemente (zum Beispiel Weidewälder, Hecken, Hutweiden und Weingärten) müssen die früheren Nutzungsweisen und übergeordnete Bewirtschaftungssysteme wie die Dreifelderwirtschaft sowie deren Nachwirken im aktuellen Landschaftsbild weiter vor Augen gehalten werden.

Bei anwendungsorientierten Fragestellungen wie der Erstellung von Leitbildern und Entwicklungskonzepten in Naturschutz und Landwirtschaft ist daher das Problem der historischen Entwicklung von Landschaftselementen und -strukturen und ihre Bedeutung für den aktuellen und zukünftigen Landschaftshaushalt zu beachten (KAULE, 1986; PLACHTER, 1991; ERZ & USHER, 1994). Letztlich wird auf der Basis historischer Daten eine Antwort auf Fragen der Sicherung der Biodiversität, die im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung zu gewährleisten ist, möglich. Als Folge davon gilt es, dynamische Prozesse in Kulturlandschaften immer auch in historischen Zeitspannen zu betrachten.

4.28.3 Retrospektives Monitoring

Die herkömmliche Methodik des Monitorings liefert zwar genaue Erkenntnisse über aktuelle Veränderungsprozesse auf dem Niveau der Artenzusammensetzung, kann aber aufgrund des Fehlens genügend alter Dauerbeobachtungsflächen nur vergleichsweise kurze Entwicklungen beobachten. Es besteht daher die Notwendigkeit, ein operationalisierbares Konzept für die Beschreibung und Analyse längerfristiger Änderungen in der Kulturlandschaft im Sinne historischer Zeiträume zu entwickeln.

Die einzige Möglichkeit dazu bietet Retrospektives Monitoring, wie es in den historisch orientierten Bereichen der Landschafts- und Vegetationsökologie bereits seit langem, wenn auch in sehr begrenzter und wenig systematischer Form, betrieben wird. Retrospektives Monitoring versteht sich dabei als Versuch, Wandlungsprozesse rezenter Landschaftselemente retrospektiv anhand vorliegender historischer Aufzeichnungen zu dokumentieren. Mit der Rekonstruktion vergangener Abläufe unterscheidet es sich somit grundlegend vom traditionellen Begriff des Monitorings, soll hier aber dennoch als wertvolle Ergänzung angeführt werden.

4.28.4 Herkömmliche Informationsquellen zur historischen Landschaftsentwicklung

Vegetations- und Landschaftsökologie allein gelangen bei der Rekonstruktion der Kulturlandschaftsentwicklung rasch an räumliche und zeitliche Grenzen, die sich durch die Datelage aber auch durch fachliche Beschränkungen ergeben. Nur in Ausnahmefällen liegen in Österreich vegetationsökologische Daten vor, die vor die Zeit des 2. Weltkrieges zurückreichen und damit eine für vergleichende Untersuchungen relevante Zeitspanne überbrücken würden. Eine exakte Verortung der Aufnahmepunkte ist jedoch fast nie gegeben, sodaß der Vergleich mit dem aktuellen Bestand praktisch nie möglich ist.

Etwas günstiger stellt sich die Situation dar, wenn sich Untersuchungen nicht auf dem Niveau von Pflanzengesellschaften bewegen, sondern auf der Ebene von Formationen und landschaftsökologischer Gesichtspunkte wie der Verteilung und Funktion von Landschaftsstrukturen. Als wichtige Grundlage für eine derartige Analyse dienen Landschaftsdarstellungen in Karten und Bildern. Für die jüngste Vergangenheit werden dazu die in Österreich bis 1950 zurückreichenden Luftbilder und gegebenenfalls vorhandene Landschaftsphotographien herangezogen.

Als wichtigste Quelle früherer Zeiträume dienen alte Katasterpläne und topographische Karten. Eine erste flächendeckende und parzellenscharfe Darstellung der landwirtschaftlichen Nutzung liefert in Österreich der um 1820 erstellte Franziszeische Steuerkataster. Damit ist in Österreich die Entwicklung der Kulturlandschaft zumindest von 1820 an quantitativ wie qualitativ nachvollziehbar. Das gilt mit gewissen Einschränkungen sogar bis ca. 1780 (Josefinische Militärkarte).

Weiter zurückliegende Zeiträume sind durch verlässliches Kartenmaterial wenn überhaupt, nur lückenhaft belegt und allein mit Methoden der Landschaftsökologie nicht befriedigend zu bearbeiten. Hier kann eine sinnvolle Darstellung der weiter zurückreichenden Kulturlandschaftsentstehung nur in Zusammenarbeit mit historisch orientierten Fachbereichen erfolgen. Neben der Aufarbeitung historischer Quellen ermöglichen die Pollen- und Großrestanalysen ein Vordringen in die prähistorische Vegetations- und Landschaftsentwicklung. Dabei wird einerseits die großräumige natürliche Vegetationsentwicklung inklusive markanter anthropogener Eingriffe, wie die großflächige Einführung des Ackerbaus, erfaßt und darstellbar gemacht. Andererseits geben Großreste lokal begrenzte Auskunft über das Spektrum menschlich genutzter Pflanzen (Nahrungsmittel, Werkzeuge), können aber kein Gesamtbild der kleinräumigen Vegetationsausbildung und Landschaftsentstehung vermitteln. Außerdem sind in vielen Kulturlandstypen die Erhaltungsbedingungen für Pollen und Großreste nicht ausreichend gegeben.

4.28.5 Stand des Wissens

Neben den seit einigen Jahrzehnten angewendeten Methoden der Pollenanalyse, auf deren Ergebnissen aufbauend mehrere Autoren ein europaweites Bild der nacheiszeitlichen Vegetationsentwicklung skizzieren (ELLENBERG, 1986; FIRBAS, 1949, 1952; FRENZEL, 1968), sind in der jüngeren Vergangenheit Studien vorgelegt worden, in denen auch die Aufarbeitung historischer Quellen zur lokalen und regionalen Landschaftsentwicklung herangezogen wurde. Eine derartige Untersuchung hat in Südschweden bemerkenswerte Ergebnisse zum Flächenbedarf, zu Aktionsradien und zur Vegetationsentwicklung von der Bronzezeit bis in die Gegenwart erbracht (BERGLUND et al., 1991; BIRKS et al., 1986). Die Geschichte und Entwicklung ausgewählter Nutzungsstrukturen wie z. B. Weidewälder wurde in umfangreicher Weise von POTT & HÜPPE (1991) für den norddeutschen Raum erhoben. Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt, hohem Alter und kontinuierlicher Bewirtschaftung konnten ebenfalls an Waldstandorten Nordwestdeutschlands nachgewiesen werden (ZACHARIAS & BRANDES, 1989). Mit der Bewertung und Kartierung persistenter Landschaftselemente

(FEHN, 1989) haben sich in Südwestdeutschland KONOLD et al. (1996) und SEIFFERT et al. (1995) befaßt.

Aus Österreich liegen zur Kulturlandschaftsgenese meist nur Untersuchungen zu willkürlichen Landschaftsausschnitten vor. Sie sind im allgemeinen auf die Quantifizierung von ausgewählten Nutzungstypen (Feuchtwiesen, Restwälder) beschränkt und bearbeiten aus den geschilderten Gründen nur den Zeitraum der kartographisch belegten Zeit (WENDELBERGER, 1955, FARASIN & LAZOWSKI, 1990, KORNER, 1994). Erst in jüngster Zeit wird versucht, über diese Zeitgrenze in die „Tiefe der Geschichte“ vorzudringen und die Nutzungsgeschichte einzelner Kulturlächen quellenkundlich bis ins späte Mittelalter zu verfolgen. In exemplarischer Form ist dazu eine umfangreiche Untersuchung zur Entwicklung von Weinbergen im Wiener Umland entstanden (ECKER, 1996).

Eine interdisziplinäre Bearbeitung der Kulturlandschaftsgenese der Ortschaften Theyern und Nußdorf (WILFING et al., in print) steht vor dem Abschluß. Im Rahmen dieser Studie konnten neben den bereits vorhandenen vegetationsökologischen Methoden auch solche der modernen Landschaftsökologie in sinnvoller Weise mit den Inhalten historischen Datenmaterials verknüpft werden. Durch die Zusammenarbeit der beteiligten Disziplinen Geschichtswissenschaft, Historische Demographie und Landschaftsökologie wird eine differenzierte Interpretation der Kulturlandschaftsgenese nach sozio-ökonomischen und naturräumlichen Kriterien ermöglicht.

4.28.6 Neue Wege der historischen Kulturlandschaftsforschung

4.28.6.1 Ausweitung des zeitlichen Untersuchungsrahmens als methodische Herausforderung

Mit der Beschreibung der ökologischen Entwicklung einer Kulturlandschaft in historischer Zeit und auf lokaler Ebene betritt die herkömmliche Vegetations- und Landschaftsökologie grundsätzlich Forschungsneuland. Unter diesem Aspekt ist besonders der Versuch zu sehen, über den noch im Kataster erfaßbaren Landschaftszustand des frühen 19. Jahrhunderts hinauszugehen. Dieser Vorstoß in die „vorkartographische“ Zeit verspricht neue Erkenntnisse zur Kulturlandschaftsgenese der vorindustriellen, noch agrarischen Phase, war aber bisher im Rahmen des sektoralen Zuganges der Vegetations- und Landschaftsökologie selten erfolgreich. Im Vordergrund steht daher die Erprobung geeigneter Methoden, welche bei zunehmender historischer Eindringtiefe trotz Abnahme der Datendichte und -schärfe weiter eine sinnvolle Analyse der historischen Landschaftsausstattung erlauben. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen ein gezieltes Auswerten der vorhandenen, landschafts- und vegetationsökologisch relevanten historischen Quellen ermöglichen.

4.28.6.2 Quellenkundliche Angaben zur Landschaftsentwicklung der vorindustriellen, agrarischen Zeit

Die Informationen, die quellenmäßig zur Kulturlandschaftsgenese verfügbar sind, lassen sich grob in „verortbare“ und „nicht-verortbare“ differenzieren. Erstere umfassen alle erhaltenen Pläne und topographischen Darstellungen. Eine erste parzellenscharfe Darstellung der gesamten Kulturläche Österreichs bietet bekanntlich der um 1820 erstellte Franziszeische Kataster. Die Qualität dieses Kartenmaterials erlaubt es bereits, die einzelnen Punkte exakt zu verorten und somit große Flächentreue zu erzielen. Damit ergibt sich die Möglichkeit, Anschluß an die moderne kartographische Darstellung der Gebiete zu finden. Wichtige Erkenntnisse zur Qualität und Ertragssituation der Kulturlächen von 1820 liefern die Protokolle zum Franziszeischen Kataster. Frühere Angaben zu den Grundstücken aus topographischen Beschreibungen, Grundstücksverzeichnissen und Fassionen lassen sich auf der Basis des Franziszeischen Katasters in der Regel ebenfalls verorten.

Für die Untersuchung von Art und Umfang der Landnutzung sind neben den oben genannten auch alle sonstigen mehr oder weniger quantifizierbaren Informationen zu den Kulturlächen von besonderem Interesse. Dabei handelt es sich in erster Linie um Aufzeichnungen der Gewähr- und Dienstbücher. Auch der (Wein-)Zehent und die Rechnungsbücher repräsentieren lange Zeitreihen, die hinsichtlich der kulturartenspezifischen Informationen ausgewertet werden kann. Für das späte Mittelalter und die frühe Neuzeit lassen sich Erkenntnisse zu Nutzungsweisen oder Art der angebauten Kulturarten aus den Urkunden, Traditionsbüchern und Urbaren gewinnen.

Zu den Bewirtschaftungsweisen finden sich zahlreiche Hinweise in den Ordnungen, wie dem Banntaidingbuch oder sogenannten Waldordnungen. Eine wichtige Quelle dazu stellen auch die Schätzungsoperate zum Franziszeischen Kataster dar, aus denen Informationen zur Haustierhaltung, Beweidungsstrategien, Schnittregime der Wiesen sowie Düngungsmaßnahmen zu holen sind. Ebenso sind Angaben zur Bodenbearbeitung, Bodengüte und Nährstoffverteilung erschließbar.

4.28.6.3 Grenzen der quellenkundlichen Information:

Grenzen der Erhebungen existieren sowohl in zeitlicher als in qualitativer Hinsicht. Mit dem Fehlen alter Vegetationsbeschreibungen und dem Verzicht auf die großräumig orientierten Pollen- und Großrestanalysen ist der Untersuchungsrahmen von Lokalstudien auf die quellenkundlich belegbare Zeit beschränkt. Hier liegt der bestimmende Faktor in der Datendichte und -güte der Quellen. Weiters ist die Frage des Flächenbezugs und der Verortung historischer Informationen von entscheidender Bedeutung.

Läßt sich aus dem Kataster, den Fassionen und eventuell davor erstellten Grundstücksverzeichnissen noch ein relativ genaues Bild der Kulturlächenverteilung ableiten, so wird der exakte Flächenbezug für frühere Zeitabschnitte immer schwieriger und nur mehr in archivalischen Sonderfällen oder für Flächen mit besonderem Rechtsstatus wie den freien Überlandgründen möglich sein. Letztere können bei entsprechender Quellenlage bis ins späte Mittelalter zurückverfolgt werden (siehe Kapitel 4.28.6.1.). Andere Angaben lassen sich noch auf der Ebene der Fluren grob lokalisieren, die meisten verlieren jedoch jeden Flächenbezug. Aussagen zur Entwicklung der Kulturlächen sind damit nicht mehr möglich. Die exemplarische Darstellung einzelner verortbarer Nutzflächen (Gemeindewald, Gemeindeweide, Burgrechtsäcker, etc.) sowie der wirtschaftlichen Entwicklung eines Bauernhofes (Bestand an Groß- und Kleinvieh, Getreideproduktion, Diversität der Kulturpflanzen, Art der Holznutzung) kann aber durchaus die Art der Landnutzung und damit die Landschaftsstruktur nachvollziehbar machen.

4.28.6.4 Zusätzliche Beschränkungen

Die eben dargestellte Vielfalt an möglichen Informationsquellen entspricht jedoch in den seltensten Fällen den Gegebenheiten. Lückenhaft erhaltene bis komplett verschwundene Quellenbestände schränken in der Regel den Spielraum der historischen Recherchen stark ein. So sind vielfach überhaupt keine schriftlichen Aufzeichnungen aus der Zeit vor dem Franziszeischen Kataster vorhanden. Die Möglichkeiten des Retrospektiven Monitorings lassen sich demnach nur an ausgewählten Orten besonderer Datenlage umfassend ausschöpfen. Ein erster Schritt derartiger Analysen muß daher sein, die jeweils vorhandenen Quellen zu sichten und auf ihren Umfang und ihre Qualität zu prüfen.

Der Umgang mit historischen Quellen verlangt aufgrund der Beschädigungsgefahr ein hohes Maß an Sorgfalt. Viele Bestände befinden sich zudem in Privatbesitz oder sind nur mangelhaft aufgearbeitet. Der freie Zugriff ist daher nicht immer gegeben.

Das Lesen von Kurrentschriften unterschiedlichster Ausprägung und Erhaltungsqualität stellt den Laien vor ein weiteres Problem und erfordert in vielen Fällen eine längere Einarbeitungsphase. Darüberhinaus bedarf die Auswertung historischer Quellen fachspezifischer Kenntnisse, denn die erhobenen Informationen müssen immer quellenkritisch betrachtet werden.

4.28.7 Möglichkeiten des Retrospektiven Monitorings

Historische Informationen zur Landschaftsentwicklung lassen sich in unterschiedlicher Weise für die Sukzessionsforschung im Sinne eines Retrospektiven Monitoring nutzen, nämlich

- auf der Basis rezenter Sukzessionsstadien
- und im Vergleich gegenwärtiger Strukturen mit früheren Ausbildungsstadien.

4.28.7.1 Retrospektives Monitoring auf der Basis rezenter Sukzessionsstadien

Weitreichende Information zur Vegetationsdynamik auf dem Niveau der Artenzusammensetzung liefert die vergleichende Betrachtung aktueller Sukzessionsstadien. Mit der genauen Kenntnis der jeweiligen Nutzungsgeschichte lassen sich aus den so identifizierten Altersstadien Entwicklungszeitreihen erstellen, die wiederum nach naturräumlichen und nutzungsgeschichtlichen Gesichtspunkten differenziert werden können. Anstelle der herkömmlichen Dauerbeobachtungsflächen werden somit naturräumlich und nutzungsgeschichtlich vergleichbare Flächen in zeitliche Beziehung gesetzt. Damit geht zwar die Identität des Standortes verloren, gleichzeitig kann jedoch der enge Beobachtungszeitrahmen vergleichsweise junger Monitoringflächen weit überschritten werden. Eine Beschränkung erfährt dieser Ansatzes allerdings vielfach durch das Fehlen entsprechend breitgefächelter Altersstadien einer Sukzessionsreihe. Die Methode ist demnach nur an geeigneten Kulturlächen ausgewählter Kulturlandschaften in die Praxis umsetzbar. In exemplarischer Form ist dazu in jüngster Zeit folgende Arbeit erschienen:

„Geschichte und Vegetationsentwicklung aufgelassener Weinberge im Wiener Raum“ (ECKER, 1996).

4.28.7.1.1 Ausgangslage

Die Kulturlandschaft am Ostabfall des Wienerwaldes zählt zu den traditionsreichsten Weinbaugebieten Österreichs. Der regionale Weinbau erreichte seinen Höhepunkt allerdings bereits im Mittelalter. Viele Berge der Umgebung Wiens, die aktuell bewaldet sind, trugen damals Reben. Noch heute zeugen dort längst von Wald überwachsene Lesesteinzeilen von der ehemaligen Weinbaunutzung.

Dynamik und Wandel der Weinberge dauern bis in die heutige Zeit an. Zuletzt mußte die in Folge des traditionellen Weinbaus entstandene Vielfalt der Landschaft im Zuge der technischen Agrarrevolution einer zunehmenden Monotonie weichen. Grenzertragsflächen fielen dabei großteils außer Nutzung. Das reichhaltige Nebeneinander von rezenten Weingärten und Brach- bzw. Wüstungs- und Waldflächen verschiedenster Altersstufen bot die Möglichkeit, die über einen großen Zeitraum ablaufende Sukzession vom ersten Brachejahr zum reifen Waldökosystem in seinen Grundzügen darzustellen.

4.28.7.1.2 Topographische Lage des Untersuchungsgebietes

Die untersuchten Weinbauorte Gumpoldskirchen, Obersievering, Kalksburg/Liesing, Leopoldsberg und Bisamberg liegen allesamt am trockenen Abhang des Wienerwaldes (Ausläufer der Ostalpen). Als Teil eines Bergweinbaugebietes erstrecken sie sich dort entlang einer mehr oder minder breiten Randzone („Hügelzone“), die zur Ebene des Wiener Beckens vermittelt.

Es handelt sich dabei um tertiäre Denudations- und zum Teil auch um ältere und jüngere Akkumulationsterrassen. Wo es die Geländeformen erlauben, reicht die Weinkultur auch über die geologische Gesteinsgrenze der Randzone hinaus bis zum Fuß des **Wienerwaldes** („Hangzone“) (KREBS, 1961; SCHMIDT, 1965).

4.28.7.1.3 Methodik der vegetationsökologischen Erhebungen

A) Auswahl der Vegetationsbestände und Aufnahmeflächen

Ziel der vegetationskundlichen Geländeerhebung war die grobe Erfassung des gesamten Sukzessionsspektrums von den Segetal-, Ruderal- und Halbtrockenrasengesellschaften zu den älteren Busch- und Waldstadien. In den Vegetationsperioden 1993 und 1994 wurden daher 181 Vegetationsaufnahmen von rezenten, vor allem aber stillgelegten Weingärten erstellt. Die Identifizierung ehemaliger Weingartennutzung basierte auf der Grundlage von Beobachtungen im Gelände (siehe Kapitel 4.28.7.1.4) in Verbindung mit der Auswertung alter und neuerer Katasterpläne und Luftbilder.

Die Aufnahmeflächen sollten innerhalb der mosaikartigen Vegetationsausbildung der Brachflächen möglichst homogene Bestände erfassen. Die Flächengröße betrug je nach Bestandestyp in der Regel 2 m² (Segetal- und Saumgesellschaft), 4 m² (Ruderal-, Halbtrocken-, Versaumungs- und Einzelbuschstadien), 16 m² (Busch), 24 m² (Lesesteinzeile) oder 64 m² (Wald), mußte jedoch im Einzelfall den Gegebenheiten im Gelände (z. B.: fragmentarische Ausbildungen) angepaßt werden.

B) Aufnahmetechnik

Die Aufnahmetechnik erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964). Neben der Gesamtdeckung, Struktur, Störung/Bewirtschaftung (auch der Randbereiche) und Sukzessionsdauer der Brachestadien wurden auch Standortsfaktoren wie Seehöhe, Neigung, Exposition und Bodentyp (Österreichische Bodenkartierung der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt) erhoben.

C) Datenauswertung

Die Bearbeitung der pflanzensoziologischen Aufnahmen erfolgte durch das seit Jahren bewährte Programmpaket VEGI (REITER, 1993) mit dem numerischen Klassifikationsverfahren TWINSpan (HILL, 1979).

D) Altersbestimmung der Sukzessionsstadien

Die Festlegung des Bestandesalters erfolgte in erster Linie nach Angaben der Katastermappen (ca. der Jahre 1990, 1960, 1940, 1900, 1870 und 1820). Dementsprechend weit mußten zunächst die Altersklassen der Sukzessionsstadien gefaßt werden. Damit konnte jedoch vor allem die Dynamik der frühen Besiedlungsphasen zeitlich kaum erfaßt werden. Außerdem erwiesen sich manche Angaben nachweisbar als überholt oder ungenau. Als Ausweg bot sich die zusätzliche Auswertung alter Luftbilder (der Jahre 1960, 1976, 1988) und Grundbücher (bzw. deren Vorgänger) an. Die zwecks Vergleichbarkeit standardisierten Altersspannen stellen somit leicht gerundete Werte dar.

4.28.7.1.4 Quellen und Methodik der historischen Erhebungen

Die Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte stillgelegter "Weinberge" stützt sich auf die unterschiedlichsten Informationsquellen. Aufgrund der engen, parzellenscharfen Fragestellung wurden in erster Linie solche erfaßt, welche zeitlich und vor allem räumlich präzise Angaben zur Bodennutzung einzelner Kulturflächen liefern:

A) Spuren im Landschaftsbild

Das Auffinden ehemaliger Rebflächen erfolgte in einem ersten Schritt anhand relikitärer Spuren im Landschaftsbild, welche die Erinnerung an die ehemalige Weingartennutzung lange über die Weingartenstillegung hinaus erhalten: Neben den Sukzessionsstadien des Verbrachungs- und Wüstungsprozesses handelt es sich dabei um anthropogen geschaffene, besonders persistente Strukturen wie alte Weinbergmauern und -terrassen, Lesesteinzeilen, Grenzsteine, Wasserfanggruben und Weinstockgruben.

B) Darstellung in Karten und Bildern

Als besonders wertvolle Hilfe erwies sich das Studium früher topographischer Karten. Naturgemäß kommen nur solche in Betracht, welche Informationen zur Kulturlächenverteilung liefern. Detaildarstellungen können zudem nur dann als Beleg genutzt werden, wenn sie sich exakt verorten lassen. Entsprechendes Kartenmaterial liegt für die betroffenen Untersuchungsgebiete dank der Nähe Wiens bereits ab der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts in ausreichendem Maße vor. Damit kann der in dieser Zeit ablaufende Rückzug des alten Reblandes bzw. dessen "Abrutschen" in die Ebene auch kartographisch dokumentiert werden. Gleichzeitig ist damit der Flächenbezug zahlreicher Nutzungsdaten dieser Zeit hergestellt.

Als erste flächendeckende Aufnahmen dieser Art stehen uns in Österreich, wie bereits erwähnt, die Josephinische (1782-85) und Franziszeische Landesaufnahme (1819-1869) zur Verfügung. Der Franziszeische Kataster liefert zusammen mit den dazugehörigen Operaten genaueste Auskunft über Parzellierung, Lage, Größe und Nutzung der Weinberge. Damit können alle seither eingetretenen Änderungen der Rebflächen parzellenspezifisch erfaßt werden. Daneben existiert eine Fülle weiterer Karten unterschiedlichster Informationsqualität, die in die Arbeit miteinbezogen wurden. Als besonders bedeutend sollen zwei Spezialkarten hervorgehoben werden, da sie jeweils präzise Informationen zu den lokalen Nutzungsverhältnissen des 18. Jahrhunderts liefern:

"Aufnahme-Karte der Gegend zwischen Wien und Wiener Neustadt". 1:21.600. 1747-1752. Bl. 1 (Leopoldsdorf, Sievering), 2 (Kalksburg, Mauer), 4 (Gumpoldskirchen). KA KS. B, IXa 260.

"Mappa über ein Stück Wald am Kahlenberg ...". Michael Alexius Castellez. K.k. Ingenieur. Anno 1760. STAK. Sp. 205.

Insgesamt wurden folgende Karten studiert und ausgewertet (chronologische Reihung): (Die nachgestellten Signaturen bezeichnen die Aufbewahrungsorte der Karten. Abkürzungen siehe Anhang:Archive.)

"Marcha orientalis". Ostmark. Lazius. 1561. 1 lith. Blatt. KA KS. B, IXa 228.

"Archiductus Austriae Inferioris, ...". M. Vischer. M. 1:300.000. Nebenkarte Ansicht von Wien. 16 gest. Bl. (Ostrand des Wienerwaldes (Sievering bis Mauer): Bl. 7). Anno 1687. KA KS. Wien. B, IXa 232.

"Mappa über ein Stück Wald am Kahlenberg ...". Michael Alexius Castellez. K.k. Ingenieur. Anno 1760. STAK. Sp. 205.

"Grundt-Riss des Donau Strom von d. Dorff Höfflein auf Wienn, ...". 1:13.700. L. Anquissola. 1688. Reprod. 1884. KA KS. B, IXb 106.

"Plan der Stadt Wien und ihrer weiteren Umgebung". Kol. Kupferstich von H. Jaillot, nach einer Vorlage von Sanson. 1692. In: Oppl 1983.

"Accuratissima Vienna ... L. Anquissola & Marinoni. Anno 1706." Kupferstich v. J.A.Pfeffel u. C. Engelbrecht in 8 Teilblättern. M. ca. 1:5400. KA KS. G I h 762.

"Iosepho Augusto ..." Werner Arnold Steinhäuser. Anno 1710. Kolorierte Handzeichnung. M. ca. 1:870. ÖNB KS. Alter Bestand 7. A56, Bl. 17. In: Oppl 1983.

"Carte des environs de Schönbrunn et ceux de Laxenburg, ... Anno 1755." M. ca. 1:10.000. Jean Baptiste Brequin. Kolorierte Handzeichnung. ÖNB KS Albertina 186/12. In: Oppl 1983.

"Neuer Atlas der Kayserl. Wildban in Österreich Unter der Enns". Teil 1 (1726) und Teil 2 (1728/29) von J. Marinoni. Maßstab: 1" (Zoll) = 600° (Klafter) = 1.43.200. ohne Gradnetz. ONO orientiert. ÖNB KS, K I 98480.

"Aufnahme-Karte der Gegend zwischen Wien und Wiener Neustadt". 1:21.600. 1747-1752. Bl. 1 (Leopoldsberg, Sievering), 2 (Kalksburg, Mauer), 4 (Gumpoldskirchen). KA KS. B, IXa 260.

"Mappa über ein Stück Wald am Kahlenberg ...". Michael Alexius Castellez. K.k. Ingenieur. Anno 1760. STAK.

"Neu Vermert und Vollkommener Planb von der Kayserlichen Haupt- und Residentz Stadt Wienn Sambt denen Vorstädten und Neuen Linien. Anno 1789." Von Reichenberger. Kolorierte Handzeichnung. M. ca. 1:11.076. WStLA KS. 12 G.

"Josefinische Militärkarte" (1. Landesaufnahme): "Aufnahme des Erzherzogtum Österreich unter der Enns, aufgenommen in den Jahren 1772-1782". Noch von Maria Theresia nach dem 7-jährigen Krieg 1763 angeordnet worden (vgl. ULBRICH, 1952). Kolorierte Handzeichnung. 1: 28.800. Sektion 60 (Bisamberg), 71 (Wien), 81 (Kalksburg, Rodaun, Gumpoldskirchen), 87, 93, 94 (Gumpoldskirchen). KA KS, IXa 242.

"Plan der Leopoldstadt, eines Theiles der Stadt Wien, und denen an der Donau liegenden Vorstädten, ... 1780. Kolorierte Handzeichnung in 4 Blättern. M. 1:4430. ÖNB KS Fideikommißbibliothek 2211/C 20 A 2. In: Oppl 1983.

"Grundriß der k.k. Residenzstadt Wien mit allen Vorstädten und der umliegenden Gegend. 1783". Gezeichnet und gestochen v. Max v. Grimm. Kupferstich. M. ca. 1:19.000. WStLA KS 1735. In: Oppl 1983.

"Carte Topohydrographique ..." Topohydrographische Karte der Stadt Wien und ihrer umliegenden Gegenden oder Von F. J. Maire, Hydr.- und Geo.Ing. in Wien. 1788. Kolorierter Stich. M. ca. 1:25.000. Historisches Museum der Stadt Wien. Inv.Nr. 19395.

"Neuester Grundriß der Stadt Wien und der umliegenden Gegenden im Umkreis von zwei deutschen Meilen, ..." Herr Hauptmann Jakubicska. 1791. Kupferstich 1:28.800. WStLA KS. 350/2 G.

"Aufnahmen von Österreich ob und unter der Enns". Fr. v. Czerwenka. 31 gezeichnete Blätter. 1806-1809. Mauer/Kalksburg/Gumpoldskirchen Bl. 28-30. KA KS. B, IXa 196.

"Wien und das Marchfeld im Mai 1809". 1809. K.k. Kartographisches Institut Wien. 1:50.000. KA KS. G, I h 790-2.

"Topographischer Plan der Stadt und Gegend von Wien. 1:32.000. Anno 1810". 1.32.400. KA KS. G, I h 791.

"Wienerwald. Gegend zwischen Kahlenberg, Dornbach, Nußdorf, Währing, Breitensee und Hütteldorf, ..." 3Bl. 1812. KA KS. B, IXa 260-19.

Kartenwerk "Eisenbahnfahrt von Wien nach Wr. Neustadt". A. Pernold. Wien. 1840. KA KS. B, IXc 284-1.

"Originalaufnahme des Erzherzogtum Österreich ober und unter der Enns. Anno 1809 1836". Oberst v. Faith et al.. 181 gez. Blätter, zwei Übersichtbl. und 3 Schriftrollen. 1:28.800. KA KS. B, IXa, 196/6. Blätter: Wien-(Nord)West XXI/44, XX/45, XX/46. Langenzersdorf XXI/43. Gumpoldskirchen XX/46 und XXI/46.

Franziseische Landesaufnahme (2. Landesaufnahme): 1819-1869. (Berücksichtigt bis zum Jahre 1876.) 1:28.800. KA KS.

Franziseischer Kataster (um 1820): 1.2880. Katasterpläne der Gemeinden Langenzersdorf, Kahlenbergdorf, Obersievering, Kalksburg, Mauer, Gumpoldskirchen. Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen Wien. und NÖLA.

Perspektivkarte des Erzherzogthum Österreich unter der Enns. Schweickhardt v. Sickingen. 63 gestochene Bl.. 1830-1846. Blatt 3, 4, 6, 7, 8, 34. (Textband dazu.) KA KS. B, IXa 244.

"Topographisch-plastische Darstellung der Umgebung von Wien, ...". Wien. 1840. Bl. 5 (Wien-Nord, Bisamberg). KA KS. B, IXa 244-1.

Administrativ-Karte von Niederösterreich (3. Landesaufnahme): 1:28.000.A. Steinhauser. Wien 1867-1882. Bl. 51, 52, 64, 65, 77, 78. KA KS. B, IXa 245.

Neue Administrativ-Karte von Niederösterreich. 1:30.000. K.k. Militärgeogr. Inst. Wien. 1914. KA KS. B, IXa 245-1.

Touristenkarte: Wienerwald 1:80.000. 1900. KA KS. B, IXc 115-200.

Der Weinbau in Niederösterreich (Dr. Erik Arnberger) 1952 (über Stand von 1939). Atlas von Niederösterreich (1955). Bl.87.

Rückzug des Weinbaus aus dem österreichischen Donauraum seit 1600. Dr. H.L.Werneck (1952). Atlas von Niederösterreich (1955). Bl. 86.

Katasterpläne (ca. 1870,1900,1940,1960) der Gemeinden Langenzersdorf, Kahlenbergerdorf, Obersievering, Kalksburg, Mauer, Gumpoldskirchen. Vermessungsämter Wien, Korneuburg, Mödling.

Aktueller Katasterplan (1993) der Gemeinden Langenzersdorf, Kahlenbergerdorf, Obersievering, Kalksburg, Mauer, Gumpoldskirchen. Vermessungsämter Wien, Korneuburg, Mödling.

Luftbilder (1960 (1966), 1976, 1988) der Gemeinden Langenzersdorf, Kahlenbergerdorf, Obersievering, Kalksburg, Mauer, Gumpoldskirchen.

Als Ergänzung zur Kartographie als modernere Form der Landschaftsdokumentation kann die **Landschaftsdarstellung in Bildern** zur Beleuchtung älterer Zeiträume herangezogen werden. Diese Quelle liefert jedoch nur bedingt brauchbare Information, da sie – besonders im Mittelalter – Landschaft als Konstrukt im Sinne eines Symbols und nicht die realen Verhältnisse darstellt. Gerade im Rahmen von Bildinterpretationen sind unsere "kulturellen Filter" in besonderem Maße ausgeprägt. "Langage perdue" (GAIGNEBET & LAJOUX, 1985) und "Forgotten Symbols" (REUTERSWÄRD, 1986), als Resultat mannigfaltiger "Changing(s) of the Signs" (COOK, 1985), stellen vor vielerlei Probleme (JARITZ, 1989). Bei Berücksichtigung dieser Schwierigkeiten kann das Bild jedoch wichtige Einblicke in das ursprüngliche Landschaftsbild und wertvolle Information zu den einstigen Nutzungsverhältnissen bieten.

C) Historische Schriftquellen

Als wichtigste Quelle zur Rekonstruktion der vorkartographischen Zeit erwies sich die Auswertung der Vorgänger (Dienstbuch, Gewärbuch, Urbar) des modernen Grundbuchs. Es handelt sich dabei allerdings um eine zeitlich etwas unscharfe Quellengruppe, da auftretender Nutzungswandel oft mit Verzögerung oder nur indirekt (z. B.: über Abgabentfall) dokumentiert ist. Mit deren Hilfe gelingt es jedoch, die im Gegensatz zu den sogenannten Hausgründen als freie Überlandgründe und daher einzeln angeführten Weingärten über die kartographisch belegbare Zeit hinaus bis weit zurück ins frühe 15. Jahrhundert zu verfolgen.

Von LOHRMANN (1986) wurde die Entwicklung dieser Quelle für den Wiener Raum beschrieben: Die ältesten im Wiener Bereich erstellten „Grundbücher“ (Bürgerspital um 1300) entsprechen demnach weitgehend **Urbaren**. Neben der Angabe der Lage (Riedbezeichnung), Qualität (Nutzung) und Zins eines Grundstückes geben sie jedoch abweichend von den eigentlichen Urbaren auch bereits den Besitzer zum Zeitpunkt der Anlage des Buches an.

Im 15. Jahrhundert entwickelte sich aus diesem Buchtyp das **Dienstbuch**, das im voll ausgebildeten Zustand neben Verweisen auf Gewähren und Lasten einen jährlichen Vermerk enthält, ob die Abgaben (Dienste) an den Grundherrn entrichtet wurden (siehe Abb. 77). Es handelt sich in Falle der Weingärten um Zahlungen an die Herrschaft (Bergrecht) und an die Geistlichkeit (Zehent). Das Bergrecht lastet jedoch im Gegensatz zum Zehent nicht auf allen Rebflächen (SCHAMS, 1835). Fehlen die jährlichen Eintragungen zur Abgabenleistung, so kann dies auf unproduktive und daher dienstfreie Jahre hinweisen. Oft sind entsprechende Phasen jedoch extra vermerkt.

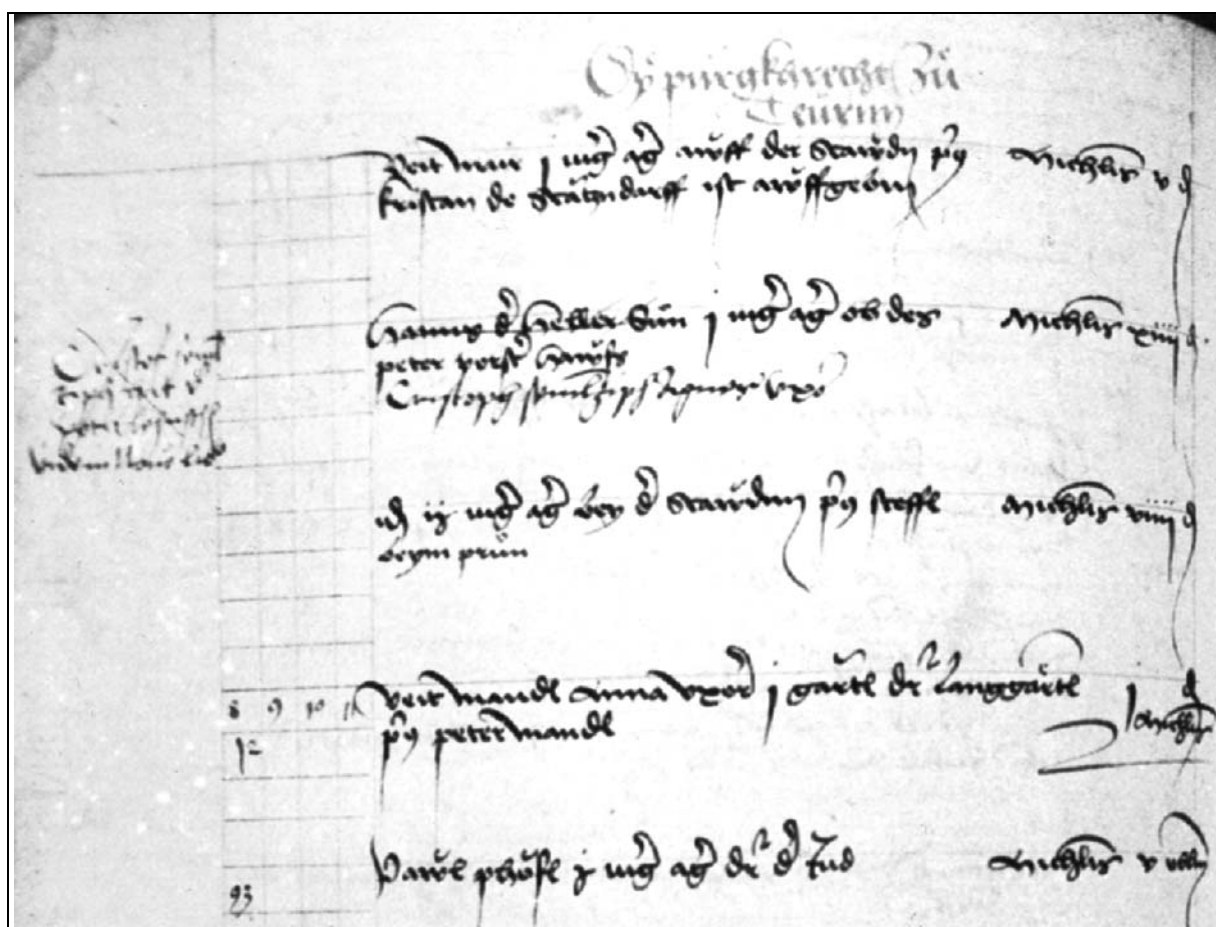


Abb. 77: Dienstbuch: Auflistung von Überlandgründen mit Angaben zum Inhaber und der jährlichen Abgabenleistung.

Das eigentlich neue gegenüber den Urbaren ist jedoch die fortlaufende Besitzerliste unter den Grundstücken, welche gemeinsam mit den übrigen Eintragungen und einem Folienverweis für jede einzelne Parzelle den Bezug zum Vorläufer- und Nachfolgedienstbuch herstellt. Damit ist auch der Konnex zum aktuellen Grundbuch und Kataster gegeben. Dies ermöglicht eine genaue Lokalisierung und Identifizierung der jeweiligen Parzellen. Die Anreicherung des Dienstbuches mit obigen Vermerken unterlag jedoch einem Entwicklungsprozeß und erreichte seine volle Ausprägung und Standardisierung erst gegen Ende des 17. Jahrhunderts.

1679 wurden auch die Eintragungen im Gewährbuch gesetzlich neu geregelt. Neben der Nennung des alten und neuen Besitzers mußte die Lage des Grundstücks, die Ursache der Besitzveränderung und der jährlich zu zahlende Dienst erwähnt werden. In diesem Zusammenhang wurde vielfach auch der Nutzungstyp vermerkt.

Um das zeitaufwendige und mühsame Studium dieser Quelle möglichst effizient zu gestalten, war es ratsam, sich auf Gebiete mit möglichst einheitlicher Besitzerstruktur zu konzentrieren. Während in Gumpoldskirchen nach einem Verzeichnis von Anton Graf v. Gaisruck 1746 neben den weltlichen Herrschaften allein 19 geistliche Institutionen Weingartenbesitzungen hatten (HAGENAUER, 1990), traten in Langenzersdorf und Kahlenbergerdorf um 1820 nur das Stift Klosterneuburg, Graf Starhemberg, die Pfarrkirche St. Veit zu Klosterneuburg, das Schottenkloster und das Domkapitel als Grundherren auf (Grundbuch EZ-Verzeichnis Langenzersdorf und Kahlenbergerdorf, Wiener Stadtarchiv). Die große Mehrheit der Weingärten lag zudem im Besitze des Stiftes Klosterneuburg, was die Grundstücksrecherche am Bisamberg und Leopoldsberg wesentlich erleichterte.

Neben den kontinuierlich geführten Aufzeichnungen der Grundbücher (bzw. deren Vorläufer) existieren aus der vorkartographischen Zeit (18. Jahrhundert) des weiteren einmalig erhobene Flächenaufstellungen und Grundstücksverzeichnisse unterschiedlicher Qualität. Wertvolle Informationen mit kurzer topographischer Riedbeschreibung sowie Parzellen- und Nutzungsdaten bieten die **Theresianische (1751) und Josefinische Fassion (1786)**. Als Grundlage der Steuerbemessung angelegt, stellen beide erste überregionale Aufzeichnungen zur Kulturtypenverteilung dar. Die Angaben der frühen Theresianischen Fassion folgen jedoch noch der alten Aufteilung in Herrschaftsbereiche und beschreiben somit stark zersplitterte Areale. Eine komplette Beschreibung einzelner Fluren ist daher nur über aufwendige Querverbindungen zu anderen Herrschaften möglich. Demgegenüber steht das neue Erfassungsprinzip der Josefinischen Fassion, welches systematische Erhebungen auf Gemeindeebene durchführt. Damit liefert dieses Dokument erstmals exakte und umfassende Angaben über Ausmaß und Ausprägung der großräumigen Landwirtschaft.

Ähnliche Aufstellungen wurden auf lokaler Ebene im Einzelfall auch schon zuvor in Auftrag gegeben. So existiert für Gumpoldskirchen ein von Anton Graf von Gaisruck im Auftrag Maria Theresias erhobenes Verzeichnis des gesamten Haus- und Grundbesitzes aus dem Jahre 1746 (HAGENAUER, 1990).

In reicher Fülle standen darüberhinaus verschiedene Archivbestände in Form von **Urkunden, Akten und gebundenen Schriften** (Chroniken, Erinnerungsbücher, ...) zur Verfügung, deren Einbeziehung jedoch nur beispielhaft erfolgen konnte.

Weitere wichtige Anhaltspunkte liefern **Gemeindechroniken**, alte **Landesbeschreibungen** und **Reiseschilderungen**. Der Wert dieser Werke liegt jedoch nicht so sehr in präzisen Informationen zur Kulturlächenausbildung, sondern darin, daß sie eine Vorstellung von der wirtschaftlichen und landschaftlichen Bedeutung des (stand-)örtlichen Weinbaus vermitteln. Hier ist vor allem der Textband "Darstellung des Erzherzogtum Österreich unter der Enns" von SCHWEICKHART RITTER VON SICKINGEN (1832) als besonders ausführliche Beschreibung zu erwähnen.

4.28.7.1.5 Umfassende Analyse der einzelnen Sukzessionsstadien:

Die vegetationsökologische und nutzungsgeschichtliche Dokumentation aufgelassener Weingärten bietet eine fundierte Grundlage zur ausführlichen Beschreibung der einzelnen Sukzessionsstadien. Der Vergleich benachbarter Vegetationseinheiten unterschiedlicher Entwicklungsstufen ermöglicht dazu eine Analyse des Sukzessionsprozesses auf dem Niveau der Artenzusammensetzung. In seltenen Fällen besteht zudem die Gelegenheit, diese Betrachtung durch die Einbeziehung alter Vegetationsdaten zu erweitern. In exemplarischer Form soll hier die Halbtrockenrasengesellschaft *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati* Wagner 1941 als Sukzessionsstadium aufgelassener Weingärten der Hanglagen dargestellt werden (siehe Tab. 47).

Tab. 47: Beispiel: *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati* Wagner 1941 (Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasen der Thermenlinie).

Aufnahmenummer	Flächennummer im Kataster	Riede
A14	BISAMBERG 1365 (1365*)	"In die Pamesser"
A29	BISAMBERG 1365 (1365*)	"In die Pamesser"
A170	BISAMBERG 1366/2	"In die Pamesser"
A28	BISAMBERG 1365 (1365*)	"In die Pamesser"
A30	BISAMBERG 1365 (1365*)	"In die Pamesser"
A22	BISAMBERG 1367/2	"In die Pamesser"
A26	BISAMBERG 1366/2	"In die Pamesser"
A27	BISAMBERG 1366/2	"In die Pamesser"
A55	BISAMBERG 1546/2	"In Hammeln und Zucker"
A60	BISAMBERG 1557/3	"In Hammeln und Zucker"

Mit dem Zeichen * versehene Nummern beziehen sich auf die ursprüngliche Parzellenstruktur von 1820 (siehe Katasterplan 1820).

Standort und Verbreitung

Der von der Thermenlinie beschriebene Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasen besiedelt kolluviale Sedimente am Fuße der Abhänge – oder wie am Bisamberg weiche Formen der kalkreichen Gesteine (Mergel) (GRABHERR et al., 1993). An S-exponierten Oberhängen (20° Neigung) des westlichen Bisamberges finden sich solche Halbtrockenrasen auf den Böden ehemaliger Weingartenparzellen. Es handelt sich dabei um Kulturohrböden aus schwach kalkhaltigem, neutralen Flyschmaterial. Als geringwertiges Ackerland wurden diese früher zu Weinbauzwecken genutzt (BRANDNER, 1971).

Nutzungsgeschichte:

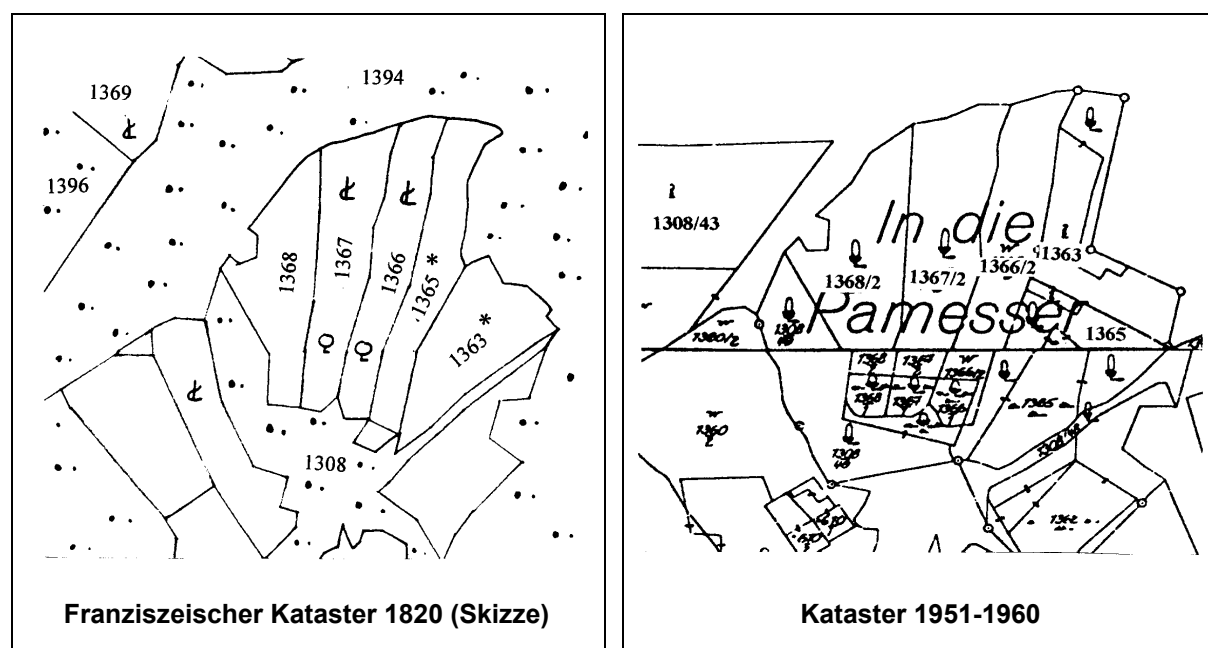


Abb. 78: Darstellung der Riede „In die Pamesser“ in alten Katasterplänen.

Die Tabelle (47) gibt keinen Eindruck über das Ausmaß der jeweils erhobenen Daten, sondern enthält neben der Ersterwähnung lediglich Art und Zeitpunkt markanter Änderungen bezüglich Parzellenstruktur und Nutzungsweise:

Tab. 48: Parzellenspezifische Darstellung der Nutzungsgeschichte.

Parzelle 1363 (1365* u. 1363*)	Parzelle 1366/2	Parzelle 1367/2	Parzelle 1546/2	Parzelle 1557/3
1543 Weingarten	1567 Weingarten	1543 Weingarten	1670 Weingarten	
	1756 Abtrennung des Weingartens 1365*	1751 Abtrennung des Weingartens 1368		
1787 Verödung von 1363*				1820 öder Weingarten
1808 Verödung von 1365*			1867 Abtrennung der Parz. 1546/1+3	
1836 Änderung der Parzellenstruktur	1888 Weide	1888 Acker	1897 Acker	1888 Weide
	1900-1940 Verödung	1900-1940 Verödung	1924 Weingarten	
		1944 (1953) Wald	1932 Weide	1932 Weide und Obstbaumwiese
1953 Neuanlage des Weingartens im Zuge einer Flurbereinigung	1953 Abtrennung der Parz. 1366/1 als Obstbaumwiese	1953 Abtrennung der Parz. 1367/1 als Obstbaumwiese	1953/1954 Wald, Abtrennung der Parz. 1546/4+5	1953 Terrassierung und Neuaussatz von Weinstöcken
1959-1973 Verbrachung				1973 Verbrachung

Die angeführten Daten beruhen auf der Auswertung folgender Quellen (Kürzel siehe Anhang: Archive):

Dienst- und Grundbücher:

62/14 Dienst- und Gewärbuch (Amt Walse) (1472-1543-1571): fol. 5. STAK.

62/15 Dienstbuch 4 (Klosterneuburg: Amt Walse) (1567): fol. 14. STAK.

62/19 Dienstbuch B (Klosterneuburg: Amt Walse) (1705-1766): fol. 13, 15, 16. STAK.

510/1 Dienstbuch D (Klosterneuburg) (1793-1880): fol. 606, 608, 611. WStLA.

Modernes Grundbuch (1880-1984). BZGA Korneuburg: EZ 422, EZ 338, EZ 350, EZ 352.

Karten und Luftbilder:

Franzsiszeischer Kataster 1820. Katasterpläne der KG Langenzersdorf. BA f. Eich- u. Vermessungswesen Wien.

Katasterpläne der KG Langenzersdorf: 1888, 1944, 1960. Vermessungsamt Korneuburg.

Luftaufnahme des Bisambergplateaus 1959. In: ASCHENBRENNER et al. (1972)..

Luftbild vom Bisamberg 1976. Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen Wien.

MÜLLNER, 1954.

Aufbau

Die angeführten Bestände stellen einen Übergang vom echten Trockenrasen zum versauerten und verbuschenden Halbtrockenrasen dar. Dementsprechend stehen der dominierenden Brometalia-Kennart *Bromus erectus* eine Reihe hochsteter Festucetalia-Kennarten (*Aster linosyris*, *Inula ensifolia*, *Festuca rupicola*, *Astragalus onobrychis*) gegenüber. Der beträchtliche Anteil an Saumelementen (Geranion sanguinei-Verbandstrennarten: *Libanotis pyrenaica*, *Galium glaucum*, *Geranium sanguineum*, *Peucedanum cervaria*) (vgl. GRABHERR et al., 1993) und Halbtrockenrasenarten (Cirsio-Brachypodium pinnati-Verbandstrenn- und Kenn-

arten: *Brachypodium pinnatum*, *Scabiosa ochroleuca*, *Seseli annuum* und *Salvia verticillata*) differenziert die Aufnahmen jedoch eindeutig von den Festucetalia-Verbänden. Innerhalb des Cirsio-Brachypodium pinnati-Verbandes vermitteln die Kenn- und Trennarten *Himantoglossum adriaticum*, *Scorzonera hispanica* und *Peucedanum alsaticum* zum Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasen. Dem Sukzessionscharakter entsprechend, handelt es sich um eine verarmte Ausbildung der Gesellschaft.

Sukzessionsdynamik

Die beschriebenen Bestände stehen in engem Kontakt zu lateral eindringenden lichten, xerothermen Pioniergebüschen (Ligustro-Prunetum typicum/Saumarten-reiche Ausbildung: Aufnahmen 21, 24, 25, 33) und damit verbundenen Saumbeständen (Aufnahmen 28, 29, 30) des Verbandes Geranion sanguinei.

In den Rasen eindringende Prunetalia-Kennarten wie *Clematis vitalba*, *Crataegus monogyna* und *Prunus spinosa* deuten bereits in den Halbtrockenrasenbeständen zunehmende Versaumung und beginnende Verbuschung an. Die Aufnahmen 14, 27 und 29 dokumentieren Einzelbuschbestände bzw. Rasenbuschkomplexe. Die als Ausgangspunkt autochthoner Verbuschung fungierenden, relativ kleinwüchsigen Einzelsträucher (bis 2 m Höhe) weisen jedoch noch keinen eigenständigen Unterwuchs auf.

In den buschbegleitenden Saumbeständen des Verbandes Geranion sanguinei werden Trockenrasenelemente wie *Bromus erectus*, *Aster linosyris*, *Coronilla varia*, *Scabiosa ochroleuca*, *Salvia verticillata*, *Festuca rupicola*, *Astragalus onobrychis*, ...) dagegen bereits zurückgedrängt und verstärkt durch Saumarten (*Aster amellus*, *Geranium sanguineum*, *Clinopodium vulgare*, *Tanacetum corymbosum*, ...) ersetzt. Einige Rasenelemente (z. B.: *Festuca rupicola*) und zahlreiche verbindende Saumarten zeugen jedoch noch im Unterwuchs der geschlossenen Pioniergebüsche von den ursprünglichen Halbtrockenrasen.

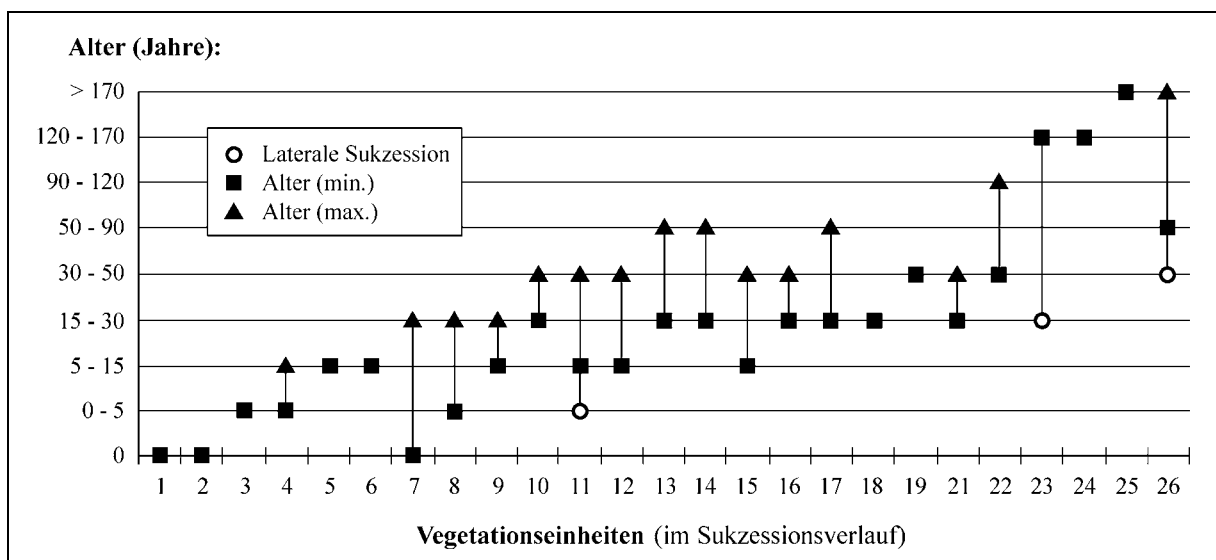
Vergleich mit alten Vegetationsaufnahmen

Die beschriebenen Trockenrasenbestände siedeln in Mittel- bis Oberhanglage des W-exponierten Bisamberges. Eine erste vegetationsökologische Studie der dortigen Rasenbestände liegt bereits aus dem Jahre 1938 vor. UHLMANN (1938) differenziert darin zwei Gesellschaften: Von den verbreiteten Riegelkämmen des Bisamberg-Oberhangs dokumentiert er ein "Festucetum sulcatae", welches dem Poo angustifoliae-Festucetum valesiacae Zinnöcker in Mucina et Kolbek ass. nova 1993 zugerechnet wird. Demgegenüber beschreibt er von den nährstoffreicheren Muldenlagen zwischen den Riegeln "Caricetum humilis"-Bestände. Letztere weisen Ähnlichkeiten mit dem Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae Soo 1957 auf (GRABHERR et al., 1993). Ein Vergleich dieser sehr frühen Vegetationsdaten mit den aktuell dokumentierten Rasenbeständen ergibt folgendes Bild:

Die rezenten Halbtrockenrasen lassen sich keiner der beiden Gesellschaften direkt zuordnen, da die Artenzusammensetzung Anschluß an beide Einheiten zeigt. So vermitteln neben der dominierenden Art *Festuca rupicola* einige weitere von UHLMANN (1938) als höchstet klassifizierte Arten (*Achillea millefolia*, *Dorycnium germanicum*, *Phleum phleoides*, *Genista tinctoria*, *Scorzonera hispanica*, *Thymus glabrescens*) zum "Festucetum sulcatae". Andere wichtige Elemente fehlen dagegen (*Medicago falcata*, *Erysimum canescens*, *Plantago media*, *Alysum alyssoides*). Mit den nach UHLMANN (1938) typischen Arten (höchstet) der Muldenlage *Jurinea mollis*, *Astragalus onobrychis*, *Peucedanum cervaria*, *Centaurea scabiosa*, *Chamaecytisus ratisbonensis*, *Geranium sanguineum*, *Bupleurum falcatum* und *Inula ensifolia* weisen die Bestände des aktuellen Kreuzblumen-Fiederzwenkenrasens außerdem Ähnlichkeit mit dem anspruchsvolleren "Caricetum humilis" auf. *Carex humilis* fehlt allerdings gänzlich. Das dominante Auftreten von *Festuca rupicola* dürfte im Zusammenhang mit der Hanglage daher letztlich für das „Festucetum sulcatae“ als standortspezifische Ausgangsgesellschaft der heutigen Halbtrockenrasenbestände sprechen.

4.28.7.2 Erstellung von Sukzessionsreihen

Aufgrund der breiten Spanne der Hackunkrautgesellschaften zum klimaxnahen Eichen(-Hainbuchen)wald und der großen Zahl differenzierender Standortparameter (Sukzessionsdauer, Exposition, Inklination, Boden, Diasporenzufuhr, Kontaktgesellschaften, Art und Intensität der Bewirtschaftung vor dem Brachfallen) konnte der Entwicklungsablauf nur in groben Zügen erfaßt werden. Kleinere Sukzessionsschritte wurden, wie oben am Beispiel des *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati* (WAGNER, 1941) ausgeführt, zwar sehr genau auf dem Niveau der Artenzusammensetzung analysiert, deren detaillierte Ergebnisse aber nicht automatisch auf das Sukzessionsschema übertragen. Einschränkend muß zudem erwähnt werden, daß der Ablauf vom Busch zum Vorwald und späteren reifen Waldökosystem nur beispielhaft erfaßt werden konnte, da entsprechende Altersstadien in den betroffenen Weinbaugebieten nur schwach vertreten sind. Schon ZOLLER (1954) und SERGLHUBER (1974) beschrieben diesen Übergang als fehlende Lücke im Entwicklungsablauf. Zur Untermuerung der für einstige Weinbauflächen spärlich dokumentierten Altbestände wurden daher in Einzelfällen auch unmittelbar angrenzende, ursprünglich als Hutweide genutzte Waldbestände als Vergleichsaufnahmen (mit analogen Standortbedingungen) in die Analyse miteinbezogen.



1	<i>Geranio-Allietum</i>	14	<i>Geranion sang. (Peucedanetum)</i>
2	<i>Veronico-Euphorbion</i>	15	<i>Ligustro-Prunetum typ./Ausb.</i>
3	<i>Echinochloo-Setarietum</i>		<i>Crat.monog./Corn.mas</i>
4	<i>Dauco-Melilotion</i>	16	<i>Ligustro-Prunetum typ./Ausb.Corn.sang.</i>
5	<i>Poa compressa-Ges.</i>	17	<i>Ligustro-Prunetum typ./saumreiche Ausb.</i>
6	<i>Erigeron annuus-Ges.</i>	18	<i>Carpinion bet.-Jungwald</i>
7	<i>Tanaceto-Arrhenatheretum</i>	19	<i>Rob.pseud.-Frax. exc.-(Carp. bet.)-Bestand</i>
8	<i>Clematis vit.-Ges.</i>	21	<i>Nährstoffreicher Fraxinus excelsior-Bestand</i>
9	<i>Convolvulo-Agropyrion rep.</i>	22	<i>Pinus nigra-Forst</i>
10	<i>Calamagrostis epigejos-Ges.</i>	23	<i>Primulo veris-Carpinetum</i>
11	<i>Cirsio-Brachypodion</i>	24	<i>Deschampsio flexuosae-Quercetum sessiliflorae</i>
12	<i>Cirsio-Brachypodion/Geranion sanguinei</i>	25	<i>Quercus petraea-(Carpinion betuli)-Bestand</i>
13	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	26	<i>Geranio-Quercetum pub.</i>

Die ermittelten Pflanzengesellschaften folgen, sofern nicht extra als Bestand oder Forst differenziert, der Nomenklatur von GRABHERR et al. (1993). Für Gesellschaften, die keiner bis dato bekannten Assoziation oder ranglosen Gesellschaft zugeordnet werden können und auch nicht durch die Dominanz einer Art gekennzeichnet sind, wird, um den provisorischen Charakter dieser Typisierung herauszustreichen, der entsprechende Verbandsname (z. B. *Cirsio-Brachypodion*) angeführt.

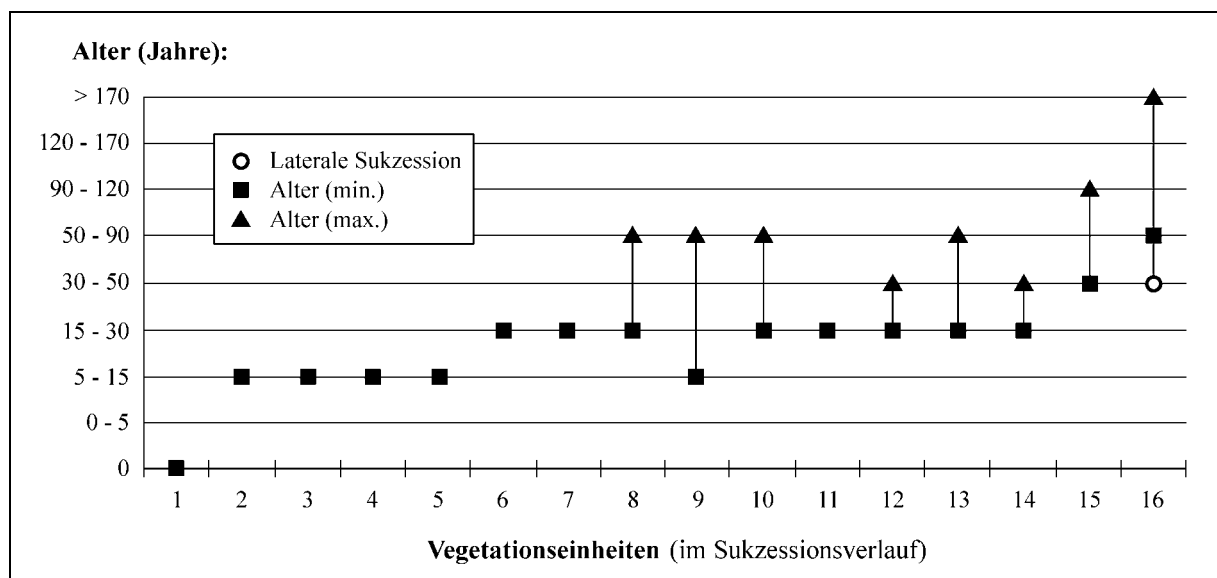
Abb. 79: Allgemeines Sukzessionsschema.

Den Hackfruchtgesellschaften (1, 2) der offenen, mehrmals im Jahr bearbeiteten Böden rezenter Weingärten folgt nach Weingartenstillegung zunächst ein **Therophytenstadium** (z. B.: *Echinochloo-Setarietum pumilae*) (3). Daraufhin dringen zwei- (*Dauco-Melilotion*) (4) und später mehrjährige **Ruderalfluren** (*Calamagrostis epigejos-Onopordietalia*-Gesellschaft) (10) bzw. **(Rudera) Halbtrockenrasen** (*Convolvulo-Agropyron*, *Cirsio-Brachypodion*) (9, 11) in die Brachflächen ein. Von den mechanisch weniger beanspruchten Weinstockzeilen aus können zunächst auch Schleierbestände von *Clematis vitalba* (8) zur Ausbreitung gelangen.

Im Einzelfall zeigt sich, daß Arten der Raine bzw. angrenzender initialer Rasengesellschaften durch die hohe Verfügbarkeit an Samen und deren nächster Nähe schnell und massiv auch in jüngst aufgelassene Weingärten einwandern können (**Laterale Sukzession**) (11). Für die Besiedelung jüngerer Bracheflächen sind demnach weniger Konkurrenzverhältnisse als der zur Verfügung stehende "Artenpool" sowie die "Erreichbarkeit des Wuchsortes" (Akzessibilität) entscheidend (vgl. SERGLHUBER, 1974).

Teilweise liegt hierin auch die differenzierte Entwicklung der trocken-nährstoffarmen Hanglagen (Alpenostabfall: Bisamberg, Leopoldsberg, Hangbereich von Gumpoldskirchen: Riede "Tieftal", "Lederer") und der feuchteren, nährstoffreicheren Standorte der tertiären Hügelzone und Ebene begründet. Es können demnach lagebedingt zwei Hauptentwicklungslinien unterschieden werden:

- Sukzession der Hanglagen
- Sukzession der Hügellagen.



1	<i>Veronico-Euphorbion</i>
2	<i>Clematis vit.-Ges.</i>
3	<i>Poa compressa-Ges.</i>
4	<i>Erigeron annuus-Ges.</i>
5	<i>Dauco-Melilotion</i>
6	<i>Calamagrostis epigejos-Ges.</i>
7	<i>Cirsio-Brachypodion</i>
8	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>
9	<i>Cirsio-Brachypodion/Geranion sang.</i>

10	<i>Geranion sang. (Peucedanetum)</i>
11	<i>Ligustro-Prunetum typ./Ausb.Corn.sang.</i>
12	<i>Ligustro-Prunetum typ./Ausb.</i>
	<i>Crat.monog./Corn.mas</i>
13	<i>Ligustro-Prunetum typ./saumreiche Ausb.</i>
14	<i>Rob.pseud.-Frax.exc.-(Carpinion bet.)-Bestand</i>
15	<i>Pinus nigra-Forst</i>
16	<i>Geranio-Quercetum pub.</i>

Abb. 80: Sukzession der Hanglagen.

Während sich die initialen **Rasenstadien** im Intensivrebland der Hügelzone floristisch recht heterogen aus Ruderal- und Halbtrockenrasenarten zusammensetzen (Ruderales Halbtrockenrasen), entwickeln sich auf den trockenen Standorten des ehemals gemischten Weide-Rebgefeldes der Hänge mehr oder weniger ausgeprägte Kontinentale Halbtrockenrasen (*Polygalo-Brachypodietum*, *Cirsio-Brachypodion*) (7, 8). Ruderales Halbtrockenrasenstadien fehlen hier hingegen völlig. Umgeben von den Resten einstiger Weide- und Halbtrockenrasen dürften eventuell aufkommende ruderales Elemente schnell verdrängt werden.

SERGLHUBER (1974) unterscheidet zwei Phasen in der Entstehung initialer Rasengesellschaften: Zunächst gelangen demnach Pflanzen mit Ausläufern oder Rhizomkriecher durch Überwachsung zur Dominanz (*Arrhenatherum elatius*, *Agropyron repens*, *Agropyron intermedium*, *Poa angustifolia*, *Calamagrostis epigejos*, *Bromus inermis*). Erst Selbstschwächung der polykormen Arten und Unterwachsung durch Arten, welche ungünstige Licht- und Raumverhältnisse ertragen, beenden die Periode der progressionshemmenden, unduldsamen Herden. Eine wichtige Rolle spielt dabei auch seitliche Verdrängung durch horstbildende Arten (v. a. *Festuca rupicola*, *Koeleria pyramidata*).

In der Folge setzt der **Prozeß der Versaumung** ein. Arten der Saum-Gesellschaften (*Trifolio-Geranieta*) beginnen, die Halbtrockenrasen zu durchwachsen. Auch die Halbtrockenrasen des Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasens (*Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati*) werden auf diese Weise sukzessive abgebaut (8, 9, 10). Gleichzeitig treten erste Gebüsche oder Gebüschgruppen als Vorposten des späteren polydominanten Liguster-Schlehengebüsches (v.a. *Ligustro-Prunetum typicum*/Saumarten-reiche Ausbildung sowie Ausbildung *Crataegus monogyna*-*Cornus mas*) (12, 13) auf, sodaß ein buntes, eng verzahntes Nebeneinander von Rasen-, Saum- und Gebüschgesellschaften gleichen Alters entsteht.

Im Zuge der **Verbuschung** spielen zwei Strategien eine wichtige Rolle (vgl. HARD, 1976, ZINÖCKER, 1992): Gebüschsiedlung durch Ansamung ist auf die mehr oder weniger offenen Flächen am Sukzessionsbeginn beschränkt. Dabei ist wiederum die Distanz zu Samenlieferanten und somit die Kontaktgesellschaft ein entscheidender Faktor. Samenspeicherung im Substrat und Wettbewerbsvorteile der Erstansiedler verstärken dessen Effekt (Persistenzeffekt). Geschlossene Rasenflächen dagegen verhalten sich stabil und konservativ gegenüber Sameneintrag von außen und zeigen strukturelles Beharren (WILMANNS, 1989). Sie schützen jedoch nicht vor Verbuschung durch Sproßkolonien. Diese Strategie spielt vor allem in der fortgeschrittenen Sukzessionsphase der Halbtrockenrasen eine Rolle. Auch hier sind wiederum zwei Prozesse zu unterscheiden: Während bei der autochthonen Verbuschung ursprünglich angesamte Einzelgebüsche zum Ausgangskern der Verbuschung innerhalb der Brachfläche werden, dringt die laterale Verbuschung von bereits existierenden, alten Kernen (Gehölzen) der Außengrenzen ein.

35 bis 50 Jahre alte Brachen leiten letztlich zum lichten **Flaumeichen(busch)wald** oder möglichen **Ersatzgesellschaften** (*Robinia pseudacacia*/*Fraxinus excelsior*-(*Carpinion betuli*)-Bestände) über. Direkt am Waldrand oder in dessen unmittelbarer Nähe liegende Standorte erreichen dieses Stadium auch bereits davor. Ob es sich bei den Flaumeichenbeständen in allen Fällen bereits um klimaxähnliche Stadien entsprechend den ebenfalls beschriebenen reifen Kontaktbeständen oder um Vorwälder zu "höherwertigeren" Waldgesellschaften handelt, muß offen gelassen werden.

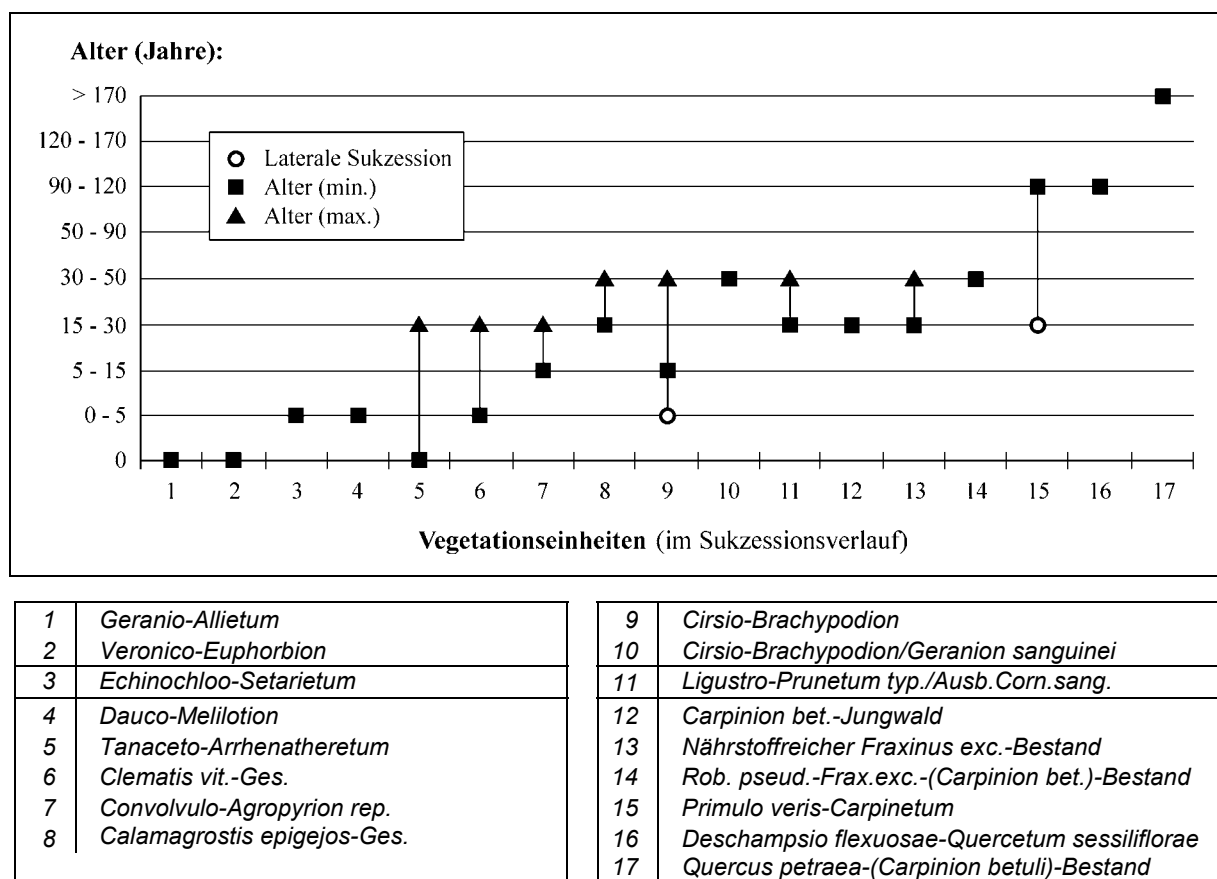


Abb. 81: Sukzession der Hügelzone.

Ruderalstadien (4-8) und Halbtrockenrasen (9, 10)

Auf den Brachflächen des nährstoffreicheren Intensivrebelandes der "Hügelzone" entwickelt sich ein Mosaik ausgeprägter Ruderaler Halbtrockenrasen (7), eindringender *Calamagrostis epigejos*-*Onopordietalia*-Gesellschaft (8) und erster autochthon aufkommender Gehölze. Halbtrockenrasen (9, 10) kommen dagegen nur schwach zur Ausbildung. Unregelmäßige Eingriffe des Menschen (Mahd) fördern die Entwicklung Ruderaler Glatthafer-Wiesen (*Tanaceto-Arrhenatheretum*) (5). Ähnliche Stadien finden sich auch in rezenten, aber weniger intensiv gepflegten Weingärten und deren frühesten Brachen. *Calamagrostis epigejos*-Bestände (8) wiederum zeigen hohe Persistenz, indem sie auch letzte offene Lichtungen besetzen.

Gebüschstadium (11)

In der Folge stellt sich ein für Weinbaugelände charakteristisches (vgl. WIRTH, 1991) hochdeckendes Liguster-Schlehengebüsch trockener Ausprägung (Subass. *typicum*) mit der monodominanten Art *Cornus sanguinea* (Ausbildung *Cornus sanguinea*) (11) ein. Das hochdeckende Gehölz hemmt dabei das Aufkommen erster Waldstadien. Im Intensivrebeland fehlen zudem meist geeignete Kontaktgesellschaften als Gehölzsamenlieferanten.

(Jung-) Wald (12-17)

Neben „Nährstoffreichen *Fraxinus excelsior*-Beständen“ (13) ist besonders der Übergang zu einem *Carpinion*-Jungwald mit Anschluß an Altbestände dokumentiert. Darüber hinaus tritt auch hier die Ersatzgesellschaft *Robinia pseudacacia*/*Fraxinus excelsior*-(*Carpinion betuli*)-Bestand (14) in Erscheinung.

Als mögliche Klimaxgesellschaften sind in dieser Studie Eichen-Hainbuchenwälder (*Primulo veris-Carpinetum* über kalkhaltiger Felsbraunerde und *Quercus petraea*-(*Carpinion betuli*)-Bestände auf vergleyter Braunerde) (15,17) beschrieben. Davon abweichend stellt ein Drahtschmielen-Eichenwald (*Deschampsio flexuosae-Quercetum*) (16) am Pfaffenberg bei Obersievering speziell ausgehagerte Verhältnisse und eine Übergangssituation zur Hanglage dar.

4.28.7.3 Retrospektives Monitoring im engeren Sinne

Eine weitere Anwendung des Retrospektiven Monitorings liegt im Vergleich gegenwärtiger Strukturen mit früheren Ausbildungsstadien desselben Standorts. Eine derartige Gegenüberstellung basiert auf der Rekonstruktion vergangener Verhältnisse. Diese erfolgt allerdings in den seltensten Fällen und nur bei besonders günstiger Datenlage auf dem Niveau des Artengefüges. Stattdessen gilt es, eine der Quellenschärfe und -qualität historischer Quellen entsprechende Erfassungsebene zu wählen. Dem damit einhergehenden Informationsverlust steht jedoch wiederum eine in vielen Fällen enorme Ausdehnung des Erfassungszeitraumes gegenüber.

Um dem komplexen Problem der Vegetationsdynamik in Kulturlandschaften gerecht zu werden, ist neben der Erforschung einzelner Landschaftselemente, deren Funktion, Entwicklungsalter und Ausbildungsgrad, auch deren kombinierte Betrachtung im Landschaftsverband notwendig. Diesem Anspruch folgend, versucht die Studie „**Historische und ökologische Prozesse in einer Kulturlandschaft**“ (WILFING et al., in print) die Kulturlandschaft der Ortschaft Theyern (Niederösterreich) flächendeckend für verschiedene Zeitebenen der Vergangenheit zu rekonstruieren, um davon in der Folge Entwicklungsprozesse abzuleiten. Im Detail werden dazu folgende Ansätze verfolgt:

4.28.7.3.1 Rekonstruktion der historischen Vegetationsverhältnisse

Die Rekonstruktion der Vegetationsausbildung vergangener Zeiten geht von der Gegenwart aus. Die Mittel liefert die moderne Vegetationsökologie. Im Besonderen werden dazu persistente Landschaftselemente (FEHN, 1989) (traditionelle Nutzungstypen wie Hecken, Hutweiden, Magerrasen, Streuwiesen etc.) herangezogen und durch Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) dokumentiert. Auf Basis derartiger Restflächen können die historischen Vegetationsverhältnisse im Sinne einer retrospektiven Betrachtung zumindest auf dem Niveau höherer Vegetationseinheiten (Verbände, Ordnungen) nachgezeichnet werden.

Wertvolle Hinweise auf den Florenbestand des Gebietes erbringt zudem die ältere floristische Literatur. Interessante Beiträge können auch nicht bekannte, floristische Beschreibungen und alte Herbarien aus privaten und klösterlichen Archivbeständen liefern. Für die Nachbarschaft Theyerns liegt ein derartiges Herbar aus dem 19. Jahrhundert im naheliegenden Kloster Göttweig vor. Besondere Aufmerksamkeit verdienen in diesem Zusammenhang außerdem Zeitpunkt und Ausbreitungsstrategie von eingeschleppten Arten.

Auf Basis dieser Überlegungen können historische Quellen ausgewertet und eine Vorstellung über das Vegetationsbild der Vergangenheit entwickelt werden. Als Bewertungsgrundlagen dienen dabei insbesondere der Franziszeische Kataster, sowie alle weiteren verortbaren Nutzungs- und Bewirtschaftungsdaten. Historisches Material, welches über die Nutzung von Vegetationsstrukturen keine flächenbezogenen, aber qualitative oder quantitative Daten liefert, kann diese ergänzen oder korrigieren.

4.28.7.3.2 Rekonstruktion der Nutzungsverhältnisse

Die Kulturlächenverteilung Theyerns wurde bereits 1733, also 90 Jahre vor der Erstellung des Franziszeischen Katasters, erstmals flächendeckend und parzellenscharf erhoben. Dieses in schriftlicher Form verfaßte Grundstücksverzeichnis (Local-Urbarii-Beschreibung über das Dorf Theyern 1733. StAG. K A/III-6) stellt eine wesentliche Erweiterung des herkömmlichen Erfassungszeitraumes historischer Kulturlandschaften dar. Es beinhaltet Informationen zum Nutzungstyp, zu Größe und Inhaber der einzelnen Kulturlächen sowie zur Lage im Parzellenverband. Auf Grundlage dieser Angaben läßt sich eine Nutzungskarte ähnlich der Qualität des Franziszeischen Steuerkatasters erstellen:

Eine derartige Rekonstruktion stützt sich auf die stabilen Besitzverhältnisse im Theyern des 18. Jahrhunderts. Als Hausgrund ist ein Großteil der Kulturläche Theyerns dieser Zeit untrennbar mit dem jeweiligen Hof verbunden und mit Ausnahme einiger Burgrechtsäcker nicht frei verfügbar. Form und Ausdehnung der Kulturlächen bleiben daher über Generationen hinweg annähernd konstant. Dennoch erfolgte Änderungen in Form von Flächenteilung oder -zusammenlegung lassen sich auf der Grundlage des Franziszeischen Katasters gut rekonstruieren. Die Angaben des Grundstücksverzeichnisses zur Lage der Kulturlächen im Parzellen- bzw. Besitzerverband liefern somit ausreichende Information zur eindeutigen Verortung der aufgelisteten Parzellen.

Auf diese Weise läßt sich eine parzellenscharfe Darstellung der Kulturläche Theyerns von 1733 generieren. Die gegenüber der Parzellenstruktur von 1820 erfolgten Änderungen betreffen wenige Grundstücke. Parzellenteilungen und -zusammenlegungen halten sich dabei in etwa die Waage.

Die Gegenüberstellung von Theyern 1820 und 1733 (siehe Abb. 82) zeigt die Entwicklung der Gemeinde bezüglich ihrer Kulturlächenausstattung in vorindustrieller Zeit. Das zusätzliche Einbinden der jüngeren Vergangenheit bis zur Gegenwart ermöglicht somit die parzellenscharfe Erfassung von mehr als 250 Jahren Kulturlandschaftsentwicklung.

4.28.7.3.3 Rekonstruktion nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten

Zur Betrachtung landschaftsökologischer Aspekte der Kulturlandschaftsentwicklung bietet sich eine Auswertung des verfügbaren Datenmaterials nach folgenden Gesichtspunkten an: Landschaftsstruktur, Nährstoffverteilung (Trophie) und Hemerobie. Diese Untersuchungsebenen haben den Vorteil, auch auf historische Zeiträume mit reduzierter Datenlage anwendbar zu sein und deren Information zum Landschaftshaushalt vollständig zu erfassen. Gleichzeitig liefern diese Methoden ein wertvolles Bild der historischen Landschaftsausstattung und ermöglichen damit einen sinnvollen Vergleich des Landschaftshaushaltes früherer Zeiträume mit der Gegenwart.

Die Hemerobie als Maß der Naturferne eines Landschaftselementes beschreibt Änderungen in der Nutzungs- und Eingriffsintensität einer Kulturlandschaft. Hier gilt es, die ursprünglich sechsstufige Skala (SUKOPP, 1972; SCHUBERT, 1985; SUKOPP & KOWARIK, 1986) der Datenqualität anzupassen und entsprechend zu verändern.

Weitreichende Aussagen zur historischen Landschaftsausbildung ermöglicht die Methode der Strukturanalyse nach FORMAN & GODRON, 1986. Dieser in jüngster Zeit auf Österreichische Kulturlandschaften adaptierte Ansatz (WRBKA, 1996) stellt auch eine wesentliche Innovation in der historischen Kulturlandschaftsforschung dar. In der Studie „Historische und ökologische Prozesse in einer Kulturlandschaft“ (WILFING et al., in print) erstmals auch auf historisches Datenmaterial angewendet, liefert diese Methode ein in seiner Komplexität bisher nicht entwickeltes Bild der historischen Landschaftsausstattung. Dabei werden die Landschaftselemente nach ihren ökologischen Funktionen integrativ beurteilt. Detaillierte Angaben zur Bewirtschaftung einzelner Kulturlächen, wie sie z. B. die Operate zum Franziszeischen Kataster

(über Theyern: NÖLA, st.A.: Karton 688) liefern, ermöglichen eine Bewertung der Landschaftselemente nach folgenden landschaftsökologischen Kriterien: Umtriebszeit der vom Menschen eingebrachten Kulturpflanzen und Langlebigkeit baulicher Strukturen, „Ressourcentönung“ (Abweichung der Standortparameter von den dominierenden zonalen Verhältnissen), Stärke und Periodizität von Biomasseentzug und Bodenumbruch sowie Störungsregime und Regenerationszeit extensiv genutzter oder brachliegender Flächen (Sukzessionsprozesse). Auch die ökologische Funktion von Form und Lage des jeweiligen Elements wird in die Bewertung miteinbezogen. Dazu werden folgende Elemente unterschieden: Lineare Strukturen mit Zerschneidungs- oder Verbindungsfunktion, Landschaftselemente mit Inselcharakter versus flächig ausgebildete, landschaftsdominierende Nutzungstypen.

Die genannten Kriterien werden je nach Ausbildungsgrad in einer vierteiligen Skala differenziert, wobei die Intensität der jeweiligen Funktion von eins bis vier zunimmt. Einem Landschaftselement können auch mehrere Kriterien zugewiesen werden (siehe Karte zur Strukturanalyse: Kombinationstypen). Eine Streuwiese ist grundsätzlich durch die Ressourcentönung (Feuchtigkeit) des Standorts bestimmt. Als weitere Kriterien unterschiedlicher Gewichtung können „Störung“ (Mähen) oder nach Beendigung der Nutzung Regeneration (Verbuschung) in der Bewertung wirksam werden.

Mit dem Begriff Ressourcentönung (siehe Abb. 83, RSP = Resource Patch) werden Standorte bezeichnet, deren abiotische Faktoren, im Fall von Theyern Nährstoffangebot und Feuchtigkeit, von den aktuell dominierenden Verhältnissen abweichen. Dadurch werden besonders magere, trockene oder feuchte Flächen gekennzeichnet. In der Karte entspricht dies den blauen Farbtönen.

Durch „Störung“ (siehe Abb. 83: DIP = Disturbance Patch) gekennzeichnete Flächen sind in der Karte durch braune bis gelbe Farben ausgewiesen. Damit sind Flächen beschrieben, die wie etwa die Äcker durch Biomasseentzug und/oder Bodenumbruch charakterisiert sind.

Orange und Rot kennzeichnen vom Menschen in die Landschaft eingebrachte Strukturen (siehe Abb. 83: INP = Introduced Patch) wie Kulturpflanzen und differenzieren diese nach deren Langlebigkeit. Davon sind neben den Obstgärten auch die Waldflächen betroffen, da sie schon 1820 überwiegend mit standortsfremden Baumarten (Fichte, Rotkiefer) aufgeforstet waren. Bauliche Strukturen sind als besonders langlebige Elemente größtenteils schwarz dargestellt.

Hutweiden, „Gstetten“, Schlagflächen und Jungwälder bieten als extensiv genutzte bis brachliegende Flächen Raum für Regenerationsvorgänge (siehe Abb. 83: RGP = Regeneration Patch) der Vegetation. Sie sind abhängig von Intensität und Zeitpunkt des vorangegangenen menschlichen Eingriffs. Derartige Flächen sind in der Karte durch grüne Farben ausgewiesen.

Aus der Strukturtypen-Karte geht hervor, daß die gesamte Gemeindefläche durch Kulturmaßnahmen wie eingebrachte Kulturpflanzen und Biomasseentzug geprägt ist. Die Ressourcentönung kann als einer der entscheidenden Gründe für Landschafts- und Artenvielfalt angesehen werden. Sie beschränkt sich im Untersuchungsgebiet nicht nur auf randliche Nischenstandorte, sondern charakterisiert den Großteil der Kulturfläche. Der Gegensatz von extensiv und intensiv genutztem Land ist auch durch die geringe Eindringtiefe der traditionellen Bewirtschaftung („Störung“) relativ schwach entwickelt. Mit den Rainen existiert zudem ein feines Vernetzungssystem, das sich über die gesamte Rodungsinsel erstreckt und Raum für Regenerationsprozesse und Ressourcentönung bietet.

*Abb. 82: Ausprägung und Entwicklung der Kulturlandschaft von Theyern in vorindustrieller Zeit
(Quellen: Local-Urbarii-Beschreibung 1733, Franziszeischer Kataster 1820)
(WILFING et al., in print).*

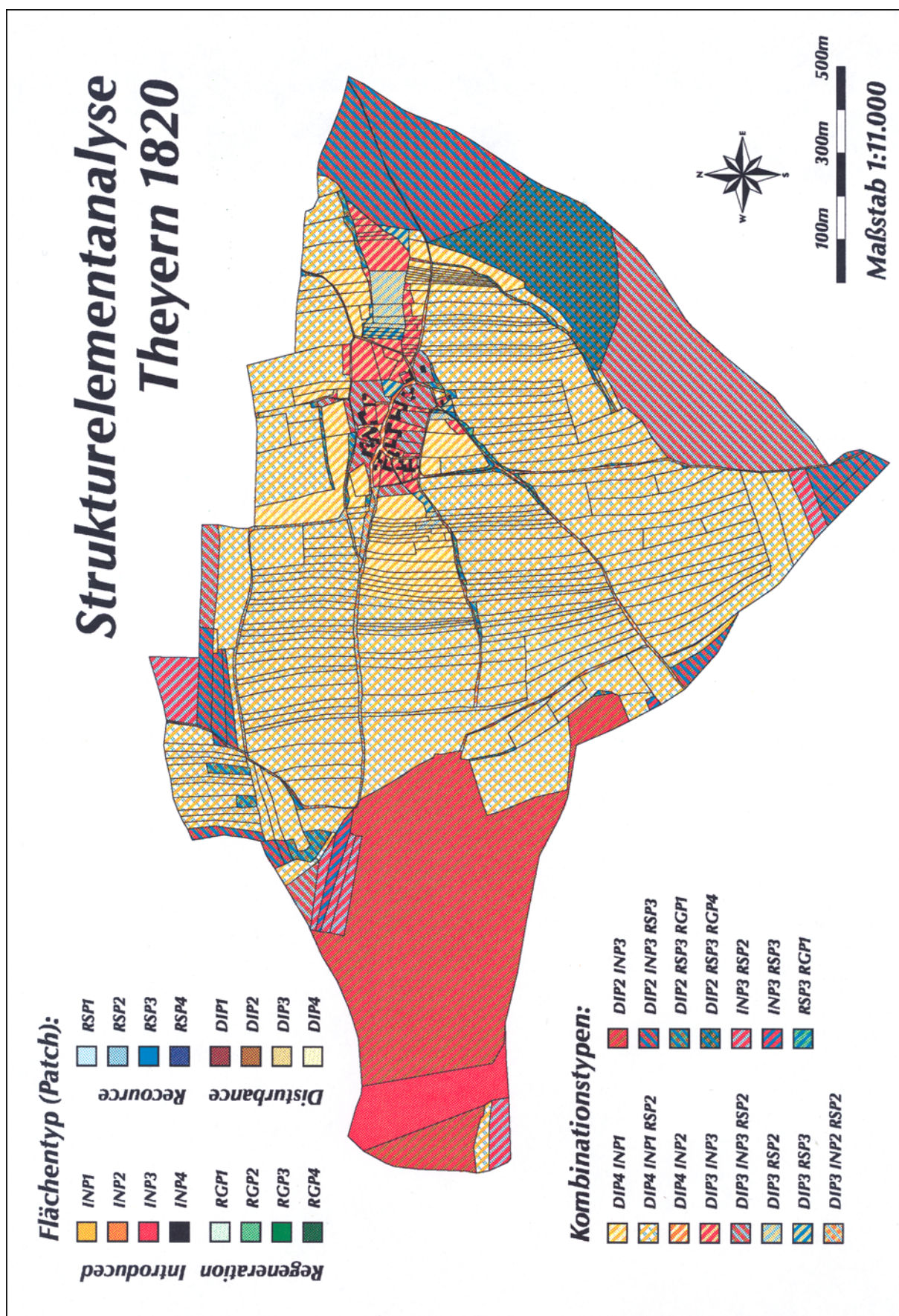
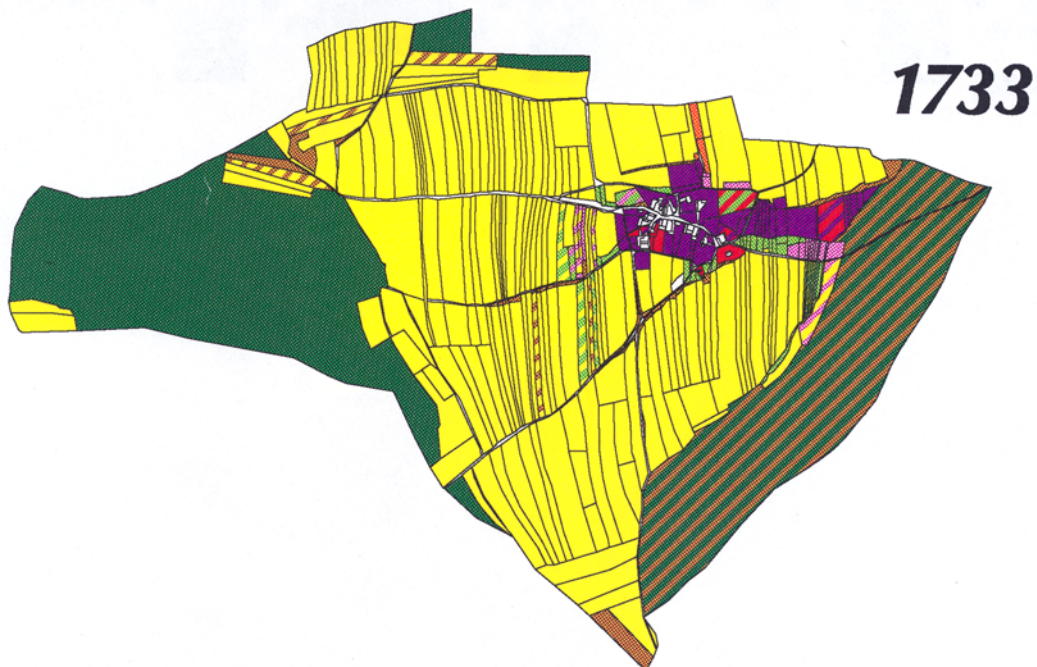


Abb. 83: Strukturanalyse der historischen Kulturlandschaft von Theyern 1820 (Quelle: Operate zum Franziszeischen Kataster.) (WILFING et al.; in print) nach folgenden Kriterien (Methode von FORMAN & GODRON, 1986): Umtriebszeit der eingebrachten Kulturpflanzen und Langlebigkeit baulicher Strukturen (INP: orange-rote Farbtöne), "Ressourcentönung" als Abweichung der Standortparameter von den großräumigen Verhältnissen (RSP: blaue Farbtöne), Regeneration extensiv genutzter oder brachliegender Flächen (RGP: grüne Farbtöne) sowie Bodenumbbruch und Biomasseentzug (DIP: braune Farbtöne). Die Skalierung von 1 bis 4 bedeutet eine weitere Differenzierung der genannten Kriterien nach Intensität und Ausbildungsgrad (WRBKA, 1996). (Nähere Erläuterungen siehe Text).

Kulturlandschaft von Theyern



■ Weingarten
 ■ Acker
 ■ Acker mit Krautgarten
 ■ Acker mit Wiesfleck
 ■ Acker mit Gehölzen
 (und Grasflur)

■ Obstgarten
 ■ (Haus-)Baumgarten
 ■ (Haus-)Garten
 ■ Krautgarten
 ■ Krautgarten
 mit Wiesfleck

■ Wiese mit Obstbäumen
 ■ Grasflur
 ■ Grasflur mit Gehölzen
 ■ (Wald-)Weide
 ■ Jungwald
 ■ Wald(-weide)

100m 300m 500m
 Maßstab 1:16.500

4.28.7.3.4 Einsatz eines geographischen Informationssystems (GIS)

Alle bisher erwähnten Methoden liefern flächenbezogene Daten, welche sich in einem geographischen Informationssystem verarbeiten lassen. Dies bietet die Möglichkeit, die für verschiedene Zeiträume erfolgten Bewertungen flächig darzustellen und quantitative Bilanzen der jeweiligen Landschaftsausstattung zu erstellen. Damit kann der Struktur- und Landschaftswandel flächenmäßig erfaßt werden:

Die parzellenscharfe Darstellung der Nutzflächen im Franziszeischen Kataster ermöglicht somit eine vergleichende Untersuchung zur Veränderung von Flächenanteilen unterschiedlicher Kulturpflanzen oder Nutzungstypen. Anhand der detaillierten Karten- und Textdarstellung der Katasteroperale läßt sich auch eine Flächenbilanzierung von Strukturtypen, Hemerobie- und Trophieeinheiten durchführen. Genauso kann, sofern die Quellen umfangreiche Angaben zur Bewirtschaftung der Nutzflächen und Grenzstrukturen enthalten, eine quantitative Erhebung der Vegetationsentwicklung (auf dem Niveau von Verbänden oder Ordnungen) erfolgen.

Das geographische Informationssystem erlaubt darüberhinaus, Landschaftselemente in ihrer räumlichen Verteilung und Stellung zueinander darzustellen. Die Verknüpfung mit naturräumlichen Daten wie Exposition, Neigung, Höhe (Höhenmodell), Boden und Geologie ermöglicht eine Stratifizierung der Kulturlandschaft in naturräumlich homogene Flächeneinheiten (REITER, 1993). Damit läßt sich das Verteilungsmuster von Landschaftselementen auf seine Bindung an bestimmte naturräumliche Parameter untersuchen.

Durch die Zusammenführung mit historischen Daten kann auch die gestaltende Wirkung sozio-ökonomischer Faktoren auf die historische Landschaftsausstattung erfaßt werden. Völlig neu und Hauptaufgabe der Studie „Historische und ökologische Prozesse in einer Kulturlandschaft“ ist daher die Vernetzung der (vegetations-) ökologischen und naturräumlichen Daten mit historischen Informationen verschiedenster Art: Dazu gehören Angaben mit direkt landschaftsgestaltender Relevanz wie Bewirtschaftungsmethoden und parzellenscharfe Grundstücks- bzw. Nutzungsverzeichnisse. Darüber hinaus soll eine Verknüpfung mit geeigneten Indikatoren indirekter Art (Viehstand, Ernteerträge, Abgaben, ...) erfolgen. Schließlich lassen sich die erhobenen landschaftsprägenden und -verändernden Prozesse auch auf mögliche Korrelationen mit Faktoren anderer Provenienz (Besitzstand einzelner Bauern, Status im Dorfverband, demographische Kenndaten, Rechtsstatus, Administration, Wirtschaftslage, Krisen jeder Art, etc.) überprüfen.

4.28.8 Zusammenfassung

Dynamische Prozesse in Kulturlandschaften erstrecken sich vielfach über Zeiträume, die durch herkömmliche Monitoringflächen nicht erfaßt werden können. Es besteht daher die Notwendigkeit, ein geeignetes Konzept für die Beschreibung und Analyse längerfristiger Änderungen im Sinne historischer Zeiträume zu entwickeln. Eine Möglichkeit dazu bietet Retrospektives Monitoring, indem es Änderungsprozesse aus der Vergangenheit beschreibt und aktuelle Ausprägungen der Kulturlandschaft als Ergebnis einer langen Entwicklung betrachtet.

Die Rekonstruktion vergangener Abläufe basiert auf der Auswertung historischer Quellen unterschiedlichster Art (Schriftquellen, Karten, ...) und greift zurück in die bisher kaum erschlossene Zeit der vorindustriellen, noch agrarischen Phase. Einzelne Kulturlandschaften können auf diese Weise sogar bis in die frühe Neuzeit zurückverfolgt werden. Die Nutzung der gewonnenen historischen Information im Sinne Retrospektiven Monitorings erfolgt auf verschiedenen Erfassungsebenen:

- Der Vergleich aktueller Sukzessionsstadien einer Entwicklungsreihe liefert detaillierte Erkenntnisse zur Vegetationsdynamik auf dem Niveau des Artengefüges.

- Die Rekonstruktion vergangener Ausbildungen eines Standortes erfolgt dagegen datenbedingt auf dem Niveau höherer Erfassungskategorien und ermöglicht dadurch Aussagen zu landschaftsökologischen Aspekten.

Der enge Beobachtungszeitraum vergleichsweise junger Monitoringflächen wird jedoch in beiden Fällen weit überschritten. Dynamische Prozesse in Kulturlandschaften lassen sich damit – je nach Ansatz auf Kosten der Beobachtungsschärfe oder Standortstreue – auch über historische Zeitspannen verfolgen.

4.28.9 Glossar

Die Zusammenstellung des quellenkundlichen Teils erfolgte von Mag. CHRISTOPH SONNLECHNER im Zuge des Projektes „Historische und ökologische Prozesse in einer Kulturlandschaft“ (WILFING et al., in print) und basiert im wesentlichen auf Angaben von HABERKERN & WALLACH (1987), WINKELBAUER (1988) und BRUNNER (1994).

Banntaidingbuch (= Weistum): Aufzeichnung des für die Beziehung zwischen Grundherrn und seinen bäuerlichen Hintersassen geltenden Gewohnheitsrechts. Der Inhalt wurde auf amtliche Anfrage von glaubwürdigen, rechtskundigen Männern auf der meist jährlich stattfindenden Versammlung der vom Weistum betroffenen Männer (= Taiding) unter Eid (= Bann) gewiesen.

Burgrechtsäcker: Teil der Überlandgründe. s. u.

Dienstbuch: Gehört der Quellengattung der Urbare an, s. u.

Fassion (theresianische, josephinische): Steuerbekenntnis für den Dominikal- und Rustikalbesitz jeder Grundherrschaft. Jede Parzelle wird mit dem Inhaber und der darauf stehenden Kulturart sowie weiteren Informationen, topographischer und steuertechnischer Natur etc., ausgewiesen.

Gewährbuch: Öffentliches Buch einer Grundherrschaft, in dem Eigentumsübertragungen verzeichnet wurden. Es finden sich Angaben über den Hof und die zugehörigen Kulturflächen, die Vorinhaber und nunmehr eingesetzten, Datum und Grund der Übertragung, Abgaben und Grundzins bzw. Kaufpreis sowie eventuell von der Herrschaft zugestandene Sonderregelungen.

Grundbuch: Von der Grundherrschaft angelegtes Buch zur Kontrolle und Evidenzhaltung von Besitzerwechsel- und Untertanenbesitz sowie die Aufnahme von Vermerken über die Erlegung des Grundzinses, eventuell auch von auf bestimmten Liegenschaften haftenden Hypotheken.

Hausgründe: Gründe, die in einem festen Hofverband standen und daher nicht frei verfügbar waren (ggs.: Überlandgründe).

Katasteroperate (= Operate zum franziszeischen Steuerkataster von 1820): Statistisches Aktenmaterial zur Erstellung des franziszeischen Katasters und dessen Nachbereitung. Das Material liefert Informationen zur Umwelt-, Alltags-, Arbeits- und allgemeinen Lebenssituation der jeweils erfaßten Ortschaft.

Traditionsbuch (Traditionsnotiz): Besonders im bayerisch-österreichischen Raum vom 9.-13. Jahrhundert in größeren geistlichen Grundherrschaften geführtes Buch, in dem die an die jeweilige Institution erfolgten Schenkungen, Verleihungen und dergleichen verzeichnet wurden.

Überlandgründe: Gründe (Acker, Wiese, Weingarten, ...), die in keinem Hofverband standen und freies Eigentum des Besitzers waren (ggs.: Hausgrund).

Urbare: Systematische und übersichtliche, meist topographisch gegliederte, mittelalterliche und frühneuzeitliche Verzeichnisse von Gütern und Grundstücken sowie Einkünften einer Grundherrschaft, die im Laufe der Zeit immer ausführlicher über jedes Haus bzw. Grundstück und seine Lasten Aufschluß geben.

Weinstockgruben: Gruben, die im traditionellen Weinbau zur Verjüngung der Weinstöcke angelegt wurden. Auf besonders flachgründigen Böden wurden diese in mühsamer Arbeit nahe der Rentabilität durch Ausbrechen des Gesteins ausgehoben (SCHAMS, 1835). Entsprechend persistente Bodenstrukturen fungieren in einer frühen Kartendarstellung des Leopoldsberges als Indiz ehemaliger Weinbauflächen (Karte von CASTELLEZ, 1760).

(Wein-) **Zehent**: Abgabe für die Kirche (= Pfarre...), die auf alttestamentarischen Bestimmungen beruht (ein Zehntel dessen, was Gott wachsen läßt) und seit Karl dem Großen (768-814) verpflichtend vorgeschrieben ist. Ein Teil wurde für die Armenversorgung, ein Teil für die Erhaltung der Kirchengebäude, ein Teil für die Kirchenorganisation verwendet.

4.28.10 Karten

Franziszeische Landesaufnahme (2. Landesaufnahme): 1819-1869. (Berücksichtigt bis zum Jahre 1876.) 1:28.800. Österr. Staatsarchiv, Abteilung Kriegsarchiv, Kartensammlung.

Franziszeischer Steuerkataster (um 1820): Katasterplan 1:2880, Besitzer- und Parzellenprotokoll. Für Wien, Niederösterreich und Burgenland: Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen Wien.

Josefinische Militärkarte (1. Landesaufnahme): "Aufnahme des Erzherzogtum Österreich unter der Enns, aufgenommen in den Jahren 1772-1782". Noch von Maria Theresia nach dem 7jährigen Krieg 1763 angeordnet worden (vgl. ULBRICH, 1952). Kolorierte Handzeichnung. 1: 28.800. KA KS, IXa 242.

„**Mappa über ein Stück Wald am Kahlenberg ...**". Michael Alexius Castellez. K.k. Ingenieur. Anno 1760. Stiftsarchiv Klosterneuburg. Sp. 205.

4.28.11 Archive

KA KS Österr. Staatsarchiv, Abteilung Kriegsarchiv, Kartensammlung

NÖLA Niederösterreichisches Landesarchiv.

ÖNB KS Österreichische Nationalbibliothek, Kartensammlung.

StAG Stiftsarchiv Göttweig

STAK Stiftsarchiv Klosterneuburg

WStLA Wiener Stadt- und Landesarchiv

WStLA KS Wiener Stadt- und Landesarchiv Kartographische Sammlung

ZGA Archive der Bezirksgerichte

4.28.12 Literatur

ASCHENBRENNER, L. et al. (1972): Naturgeschichte Wiens. Bd.2. Wien u. a..

BERGLUND, B. E. et al. (1991): The Cultural Landscape during 6000 years in southern Sweden – The Ystad-Projekt. Ecological Bulletins, 41.

BIRKS, H. H. et al. (1986) : The Cultural Landscape – Past, Present and Future. Cambridge Univ. Press.

BRANDNER, F. (1971): Österreichische Bodenkartierung: Erläuterung zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich Korneuburg (NÖ), KB 4, Bodenanstalt für Bodenwirtschaft, Wien.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationsökologie. Springer Verlag, 3. Aufl., Wien: 865.

BRUNNER, K. (1994): Herzogtümer und Marken. Vom Ungarnsturm bis ins 12. Jahrhundert. Österreichische Geschichte:907-1156, ed. Herwig Wolfram. Wien.

CASTELLEZ, M. A. (1760): siehe Karten: „Mappa über ein Stück Wald am Kahlenberg ...".

COOK, A. (1985): Changing the Signs. The Fifteenth-Century Breakthrough. Lincoln-London.

ECKER, K. (1996): Geschichte und Vegetationsentwicklung aufgelassener Weinberge im Wiener Raum. Diplomarbeit. Univ. Wien.

- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen – in ökologischer, dynamischer und historischer Hinsicht. – 5. Auflage. Stuttgart. Ulmer Verlag.
- ERZ, W. & USHER, M. B. (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer. Heidelberg, Wiesbaden.
- FARASIN, K. & LAZOWSKI, W. (1990): RAMSAR- Bericht 1/Teil B – Marchauen. Monographien d. UBA Wien, Bd. 18.
- FEHN, K. (1989): Persistente Kulturlandschaftselemente. Wichtige Quellen für Historische Geographie und Geschichtswissenschaft. In: Dirlmeier, U. & Fouquet, G. (Hrsg.). St. Katharinen Sachüberlieferung und Geschichte. Siegener Abhandlungen zur Entwicklung der materiellen Kultur. Bd.5: Menschen, Dinge und Umwelt in der Geschichte. Neue Fragen der Geschichtswissenschaft an die Vergangenheit: 1.
- FIRBAS, F. (1949 und 1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte nördlich der Alpen, 1. Bd.: Allgemeine Waldgeschichte. Gustav Fischer, Jena: 480.; 2. Bd.: Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. Jena: 256.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986): Landscape Ecology; New York: Wiley & Sons.
- FRENZEL, B. (1968): Grundzüge der pleistozänen Vegetationsgeschichte Nord-Eurasiens. Franz Steiner Verlag. Wiesbaden: 326.
- GAIGNEBET, C. & LAJOUX, J-D. (1985): Art profane et religion populaire au Moyen Age. Paris: 34-57.
- GRABHERR, G. et al. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. 3 Bde. Jena-Stuttgart-New York. Grundbuch EZ-Verzeichnis. Langenzersdorf und Kahlenbergerdorf. Wiener Stadt- und Landesarchiv.
- HABERKERN, E. & WALLACH, J. F. (1987): Hilfswörterbuch für Historiker. Mittelalter und Neuzeit. 2 Bde. Tübingen.
- HAGENAUER, J. (1990): 850 Jahre Gumpoldskirchen (1140-1990). Gumpoldskirchen.
- HARD, G. (1976): Vegetationentwicklung auf Brachflächen. In: Bierhals, E. u. a.: Brachflächen in der Landschaft, Darmstadt: 1-195.
- HILL, M. O. (1979): TWINSpan – a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell Univ., N.Y.
- JARITZ, G. (1989): Zwischen Augenblick und Ewigkeit: Einführung in die Alltagsgeschichte des Mittelalters. Wien; Köln; Böhlau.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer. Stuttgart.
- KONOLD, W. et al. (1996): Naturlandschaft, Kulturlandschaft – Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Ecomed, Landsberg: 322.
- KORNER, I. (1994): Regionales Landschaftskonzept Neusiedlersee-West. Raumplanung Burgenland 1994/1.
- KREBS, N. (1961): Die Ostalpen II. Wissenschaftl. Buchges. Darmstadt.
- KÜSTER, H. (1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa – Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. C.H.Beck. München: 423.
- LOHRMANN, K. (1986): Grundbücher. In Reihe A Archivinventar: Serie 1, Heft 2. Wiener Stadt- und Landesarchiv. Wien.
- MÜLLNER, L. (1954): Ödlandkultivierung im Weinbau durch Einsatz moderner Mittel. In: Mitteilungen (Klosterneuburg) 4. Serie A (Jg. 1954) (S. 17 ff.).
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. G. Fischer. Stuttgart.
- POTT, R. & HÜPPE, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. Westfälisches Museum für Naturkunde. Heft 1/2, 53. Jahrgang. Münster.

- REITER, K. (1993): Computergestützte Methoden der Vegetationsökologie, unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobenerhebung mit Unterstützung eines geographischen Informationssystems. Diss. Univ. Wien: 161.
- REUTERSWARD, P. (1986): *The Forgotten Symbols of God* (Stockholm Studies in History of Art). Stockholm.
- SCHAMS, F. (1835): Der Weinbau des österreichischen Kaiserstaates in seinem ganzen Umfange, oder vollständige Beschreibung sämtlicher berühmter Weingebirge der österreichischen Monarchie. Pesth. 3. Bd.: 11.
- SCHMIDT, H. C. (1965): Der Weinbau in Österreich. Eine geographische Untersuchung seiner Grundlagen und Erscheinungen. Diss. Fr. i. Br..
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer. Jena.
- SCHWEICKHARDT v. SICKINGEN (1830-1846): Textband zur Perspektivkarte des Erzherzogthum Österreich unter der Enns. Wiener Stadt- und Landesbibliothek bzw. Niederösterreichisches Landesarchiv.
- SEIFFERT, P. et al. (1995): Analysis und Entwicklung von Kulturlandschaften – das Beispiel Westallgäuer Hügelland. Ecomed, Landsberg: 456.
- SERGLHUBER, M. (1974): Die Vegetation aufgelassener und rezenter Weingärten im Wachauer Gebiet. Diss. Wien.
- SUKOPP, H. & KOWARIK, I. (1986): Berücksichtigung von Neophyten in Roten Listen gefährdeter Arten. – Schr. Reihe Vegetationskunde 18 (1986): 105-113.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – Berichte über Landwirtschaft. Bd. 50: 112-139.
- UHLMANN, J. (1938): Die Pflanzengesellschaften auf dem Westhang des Bisamberges und ihre Abhängigkeit von der Bodengestalt. Diss. Wien.
- WENDELBERGER, G. (1955): Die Restwälder der Parndorfer Platte im Nordburgenland. Burgenländische Forschungen. Bgld. Landesarchiv, Heft 29.
- WILFING, H. et al.: Historische und ökologische Prozesse in einer Kulturlandschaft. Gemeinsam mit Ecker K., Grünweis F.M., Müllner A., Sonnlechner C. und Winiwarter V.. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft, Verkehr und Kultur. In print.
- WILMANN, O. (1989): Vergesellschaftung und Strategie-Typen von Pflanzen mitteleuropäischer Reb-kulturen.-Phytocoenologia:83-128.
- WINKELBAUER, T. (1988): Grundherrschaft und bäuerliche Gemeinde im Waldviertel. In: Heimatforschung heute, ed. Ulrike Kerschbaum und Erich Rabl. Horn.
- WIRTH, J. (1991): Feldheckenvegetation des östlichen Weinviertels. Diss. Univ. Wien.
- WRBKA, T. (1996): Die österreichische Kulturlandschaftskartierung als Grundlage naturschutzfachlicher Erhebungen und Bewertungen. Sauteria, 8: 293-304.
- ZACHARIAS, D. & BRANDES, D. (1989): Floristical data analysis of 44 isolated woods in Northeastern Germany. In: Sjögren, E. (Hrsg.): *Forests of the world; diversity and dynamics*. Studies in Plant Ecology, 18: 278-280.
- ZINÖCKER, M. (1992): Vegetationskundliche Untersuchungen im "Weingarten Lasse" zur Erstellung eines Landschaftsentwicklungskonzeptes und Pflegeplanes.-Diplomarbeit, Wien: 132.
- ZOLLER, H. (1954): Die Arten der Bromus erectus-Wiesen des Schweizer Juras, Veröff. d. Geob. Inst. in Zürich, 28. Heft.

5 VEGETATIONSÖKOLOGISCHES MONITORING IN UNTERSCHIEDLICHEN LEBENSÄUMEN

Dieses Kapitel enthält Projekte, Fragestellungen und Methoden für die vier Lebensräume Wald, Moor, Gebirge und Grünland. Im vorhergehenden Methodenteil wurden die Methoden allgemein präsentiert, während hier ein enger Bezug zu den einzelnen Lebensräumen angestrebt wird. Es sind ja z. B. im Hochgebirge ganz andere Themen, Fragestellungen und Methoden relevant als in Hochmooren. Die spezifischen, ökologischen Bedingungen in den Lebensräumen erfordern eine eigene Methodenadaptierung, die sich sowohl aus typischen Wuchsformen, Vegetationstypen und abiotischen Eigenheiten ergibt.

5.1 Vegetationskundliches Monitoring in Waldökosystemen

Gerfried Koch & Susanne Wallnöfer

5.1.1 Summary

Monitoring in forests allows representative statements on the environmental conditions and their alterations, as forests are well balanced and natural ecosystems. Therefore, many monitoring programmes in forests deal with the observation of the environment and forest damages. The Austrian Forest Inventory (Österreichische Waldinventur), a programme with over 10.000 permanent plots, performed by the Federal Forest Research Centre Vienna (Forstliche Bundesversuchsanstalt) since 1961, deals with research on forest management. Besides, there are experiments on soil fertilization and investigations of forest regeneration. Another point of interest are vegetation dynamics, which are mainly investigated in forests no longer managed. The "Naturraum-Stichprobeninventur" in the national park Limestone Alps (Nationalpark Kalkalpen) and the Man and the Biosphere-Project „The hemeroby of Austrian Forest Ecosystems" (Hemerobie Österreichischer Waldökosysteme) deal with aspects of nature conservation. Among the parameters investigated, the emphasis was placed on the woody plants, which determine the structure, growth rate and regeneration of the forest and show the extent of forest damage. The ground vegetation reflects, for instance, the amount of pollutants and direct human impact. Epiphytic mosses and lichens are good indicators for air pollutants. Furthermore structural parameters (e.g. structure of the forest, dead wood) and parameters concerning the site (e.g. soil) are recorded. Sampling is carried out either by means of regular grid, a method for stratification or according to subjective criteria. The design of the permanent plots depends on the investigation method. In determining the frequency of recordings it should be considered that changes in the canopy take much more time than changes in the ground vegetation. In a pilot study in the the national park Limestone Alps (Nationalpark Kalkalpen) the amount of scientific and financial expense needed for ecological monitoring in forests has been analysed.

5.1.2 Einleitung

Monitoring in Waldökosystemen ermöglicht es, durch die Messung und Beobachtung von geeigneten Merkmalen anhand von Raum-Zeit-Serien repräsentative Aussagen über den Zustand der Umwelt und dessen Änderung zu treffen (STÖCKER, 1981). Bisher lag der Schwerpunkt der Umweltbeobachtung in Deutschland, aber auch in Österreich, weitgehend auf sektoralen Messungen spezifischer Schadstoffe in Luft, Wasser und Boden. Das Zu-

sammenwirken im Ökosystem, d. h. mit den Lebensgemeinschaften aus Pflanzen und Tieren, wurde nicht ausreichend berücksichtigt (THOMAS et al., 1995).

Floristische Veränderungen in Waldbeständen sind an sich geeignet, Umwelteinflüsse aller Art anzuzeigen. Naturnahe Waldbestände sind gut gepufferte Ökosysteme in einem dauerhaften natürlichen Gleichgewicht, d. h. sie reagieren gering auf kurzfristige Schwankungen der Standortbedingungen um eine normale „Null-Lage“. Man kann also davon ausgehen, daß eine eingetretene Veränderung der Artenkombination einen entsprechenden Trend in der Veränderung der Standortbedingungen anzeigt. Diese Veränderung kann auch durchaus das physiologische Gleichgewicht der Waldbäume beeinflussen, indem sie beispielsweise in die für Ernährung und Wasserhaushalt entscheidenden Mykorrhizenbeziehungen eingreift.

Bis heute fehlt es aber noch an vielen wichtigen Kenntnissen über floristische und ökologische Vorgänge in Wäldern (KUHN, 1990). Die floristische Zusammensetzung von Waldbeständen ändert sich nicht nur mit Schadstoffeinträgen, sondern auch mit anderen äußeren Einflüssen (Witterung, waldbauliche Maßnahmen usw.) sowie mit den Eigengesetzlichkeiten der Bestände selbst (KUHN, 1990). Die Schwierigkeit einer Bioindikation auf synökologischen Grundlagen ist also, daß neben dem eigentlichen Störfaktor auch alle übrigen Standortfaktoren Änderungen hervorrufen können (SCHMIDT, 1991). So besteht in Wäldern z. B. ein enger Zusammenhang zwischen der Deckung und Zusammensetzung der Krautschicht und der Ausbildung der Baumschicht, z. B. dem Kronenschluß (WILMANN & BOGENRIEDER, 1986a).

In Wirtschaftswäldern besteht das Problem, daß die normale, altersbedingte Entwicklung des Bestandes einen deutlichen Wandel bringt, der z. B. feine immissionsbedingte Verschiebungen leicht überdeckt (WILMANN, 1989b). Wie stark forstwirtschaftliche Bewirtschaftung andere Einflüsse wie immissionsbedingte Bodenveränderungen überlagern kann, zeigen zahlreiche Untersuchungen (z. B. FALKENGREN-GRERUP & TYLER, 1991).

Für die Untersuchung von Schadstoffeinträgen empfiehlt WITTIG (1991a) sogar, bei Wiederholungsaufnahmen nach einem Zeitraum von mehr als zehn Jahren nicht wieder dieselben Flächen zu untersuchen, sondern solche Bestände, die hinsichtlich Alter, Exposition, Höhenlage und Bewirtschaftung mit dem Bestand der ersten Aufnahme übereinstimmen.

Biomonitoring kann nach ARNDT et al. (1987) unterteilt werden in „aktives Monitoring“, bei dem Indikatororganismen mit bekannter Empfindlichkeit gegenüber spezifischen Umweltfaktoren an beliebigen Stellen exponiert werden, und in „passives Monitoring“, bei dem die Wirkung von Umweltfaktoren auf Organismen am natürlichen Standort untersucht wird. In Naturwaldreservaten wird heute vor allem ein passives Monitoring durchgeführt, bei dem primär eine beschreibende und nicht eine destruktive Beobachtung der Veränderung im Ökosystem stattfindet (THOMAS et al., 1994). In Naturwaldreservaten soll die Erfassung der langfristigen Vegetationsentwicklung in den aus jeglicher forstlicher und sonstiger Nutzung entlassenen Totalreservaten vordringliches Ziel sein (PFADENHAUER et al., 1986). Im österreichischen Programm zur Errichtung eines Naturwaldreservatenetzes (FRANK, 1995; TICHY & FRANK, 1995) sind z. B. Untersuchungen auf dauerhaft verorteten Probeflächen über die Veränderung des Totholzangebots, die Verjüngung oder die Artenverschiebung in der Krautschicht enthalten.

5.1.2.1 Geschichtliche Entwicklung

Das Interesse an vegetationskundlichen Untersuchungen auf Dauerflächen war in den europäischen Ländern schon vor mehreren Jahrzehnten groß, z. B. auf dem Gebiet der Sukzessionsforschung (SCHMIDT, 1974). In der Schweiz wurden in den Waldreservaten des Instituts für Waldbau (ETH Zürich) z. T. schon in den 40er Jahren dieses Jahrhunderts Dauerflächen für waldbauliche und pflanzensoziologische Beobachtungen angelegt (ROTH, 1978). In Schweden gibt es seit 1978 ein nationales Umweltmonitoringprogramm, zu dem neben der Unter-

suchung von Luft, Süßwasser- und Meeresökosystemen u. a. auch Dauerbeobachtungen in Naturwaldreservaten gehören (BRAKENHIELM, 1991). In Westdeutschland finden derzeit zahlreiche Untersuchungsprogramme in Wäldern statt, wie in der ausführlichen Übersicht von THOMAS et al. (1994) deutlich wird.

In Österreich hat die Erhebung von vegetationskundlichen, waldökologischen und waldbaulichen Parametern in Wäldern ebenfalls eine weit zurückreichende Tradition. Bereits in den 50er Jahren wurde von staatlicher Seite eine erste großräumige Erfassung des Waldzustandes initiiert und im Rahmen der „Österreichischen Waldstandsaufnahme 1952/56“ von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (im Weiteren FBVA) durchgeführt (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1960). Diese ausschließlich auf ertragskundliche Parameter (Vorrat, Zuwachs, etc.) zugeschnittene bestandesweise Erhebung war keine Stichprobeninventur, sondern ein Taxationsverfahren zur Abbildung des lokalen Waldzustandes auf kleinstem Raum. Aufbauend auf dieser einmaligen Zustandserfassung wurde 1961 die „Österreichische Forstinventur“ im Sinne einer eigentlichen Stichprobeninventur auf mathematisch-statistischer Grundlage ins Leben gerufen. Es wurde hier erstmals im großen Stil (mehr als 10.000 Stichprobeneinheiten) ein dauerhaftes Monitoringnetz mit einem festgelegten Probeflächendesign eingerichtet (siehe Kapitel „Stichprobendesign“). Die Österreichische Forstinventur, heute „Waldinventur“ genannt, wurde seit den 70er Jahren weiterentwickelt und berücksichtigt seit den 90er Jahren auch waldökologische und naturschutzrelevante Parameter. Wegen des verstärkten Interesses der Gesellschaft am Wald und der Zunahme ökologisch orientierter Fragestellungen werden auch künftig neue Parameter und Daten in der Waldinventur Eingang finden (z. B. Naturnähe, Artendiversität, Hemerobie).

Im Bereich der forst- und naturschutzwissenschaftlichen Forschung sind seit den 80er Jahren mehrere monitoringtaugliche Projekte entstanden, welche ihre Zielsetzungen und Fragestellungen vor allem im Lichte eines aufgrund verschiedener Ursachen erkrankenden Waldes definieren (z. B. Tannensterben, Bodenversauerung; HAGER et al., 1994).

Kleinräumigere vegetationskundliche Monitoringprojekte sind im Zusammenhang mit verjüngungsökologischen Fragestellungen entstanden, welche eng mit wildökologischen Problemen verknüpft sind (LISS, 1989; REIMOSER, 1990; REIMOSER & SUCHANT, 1992; REIMOSER & ZANDL, 1993).

Ein weites Feld nehmen kombinierte Verfahren aus boden- und vegetationskundlichen Stichprobenerhebungen ein. Diese liefern sowohl lokal gültige Ergebnisse in waldbaulicher Hinsicht als auch einen großräumigen Überblick zur Qualität der Waldstandorte (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1992).

Nicht zu übersehen ist die Anwendung von Stichprobenverfahren im Zusammenhang mit Sukzessionsstudien, wie sie vor allem in Urwaldresten (ZUKRIGL, 1966; MAYER et al., 1987) und Naturwaldreservaten (ZUKRIGL, 1990) durchgeführt werden. Der Großteil der Untersuchungsflächen im Netz der Österreichischen Naturwaldreservate (FRANK, 1995, TICHY & FRANK, 1995) ist permanent vermarktet, wenn auch in den wenigsten Fällen einheitliche und vergleichbare Probeflächendesigns zur Anwendung kommen. In den meisten Fällen gibt es aber bis heute noch keine Folgeaufnahmen, die einen Vergleich der erhobenen Parameter in zeitlichen Abständen im Sinne eines Monitorings ermöglichen würden.

5.1.3 Fragestellungen und aktuelle Projekte

5.1.3.1 Umweltbeobachtung, Waldschadensforschung, Ökosystemforschung

Der Schwerpunkt der ökologischen Umweltbeobachtung lag bisher vor allem auf Messungen spezifischer Schadstoffe in Luft, Wasser und Boden. Zunehmend wird aber versucht, mit Hilfe von Monitoringprogrammen durch Messung und Beobachtung von geeigneten Merkmalen

in Ökosystemen repräsentative Aussagen über den Zustand der Umwelt und dessen Änderung zu treffen. Wälder sind dafür als naturnahe Ökosysteme besonders gut geeignet (THOMAS et al., 1995). Andererseits geht es auch jenen, die ein wirtschaftliches Interesse am Wald haben, heute verstärkt darum, das Ökosystem Wald und die Auswirkungen diverser Schadstoffbelastungen kennenzulernen.

Diesen Fragestellungen sind mehrere Monitoring-Programme gewidmet. In den EU-Mitgliedsstaaten und elf weiteren europäischen Ländern ist das sog. Level II-Flächennetz eingerichtet. Das Ziel dieses Programms der EU und ECE ist die intensive und fortgesetzte Überwachung und Untersuchung der Waldökosysteme im Hinblick auf Schäden, die insbesondere auf Luftschadstoffe, aber auch auf andere Faktoren wie z. B. zu erwartende Klimaveränderungen zurückzuführen sind (KÖLLING et al., 1996). In Österreich wird dieses Projekt von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) bundesweit auf 20 Beobachtungsflächen durchgeführt. Die Stichprobenaufnahme erfolgt jährlich europaweit vereinheitlicht auf einem Rasternetz mit der Maschenweite von maximal 16 x 16 km. Die Festlegung der Stichpunkte erfolgt in Anlehnung an das GAUSS-KRÜGER-Koordinatensystem (HANISCH & KILZ, 1990). Auf den Dauerbeobachtungsflächen werden nur solche Bäume erfaßt, die über 60 Jahre alt und keine Solitären sind. Die Ansprachemethodik von Waldschäden ist in Europa im Rahmen der UNECE seit 1986 in einem Minimalkatalog von Anforderungen zusammengefaßt. Die Art der Durchführung und Kontrolle ist weitgehend Ländersache. Dies führt jedoch gerade bei der okularen Schadeinschätzung zu beträchtlichen Unterschieden in der Methode der Ansprache wie auch in den Ergebnissen. Es hat sich gezeigt, daß Waldschäden an Fichte in skandinavischen und alpinen Regionen von den örtlichen Schätzern generell geringer bewertet werden als von mitteleuropäischen Experten. Ein Grund liegt u. a. in der stärkeren Gewichtung von Schäden in der Lichtkrone (oberstes Drittel der Krone). HANISCH & KILZ (1990) weisen darauf hin, daß solche Schätzmethoden, wie sie auch in der „Österreichischen Walzustandsinventur“ festgelegt sind, leicht zu einer Unterschätzung der Kronenschäden führen, da Symptome in den 60-80 % der Nadelmasse eines Baumes, die in den unteren Kronenpartien liegen, praktisch unberücksichtigt bleiben.

Weiters sind hier die Untersuchungen zu erwähnen, welche die FBVA seit 1984 auf ca. 25 Flächen in Niederösterreich, Oberösterreich und Tirol durchführt, um Auskunft über Zustandsänderungen des Bodens und der Vegetation zu erhalten. Im Rahmen dieser Waldschadensforschung werden außerdem in den Tiroler Kalkalpen (Raum Achenkirch) ökosystemare Studien durchgeführt (HERMAN & SMIDT, 1994).

Die Waldbodenzustandsinventur der FBVA hat zum Ziel, durch periodische Erhebungen auf 514 bundesweit verteilten Probeflächen den Zustand der Waldböden mittels Standort- und Bodenbeschreibung, pflanzensoziologischen Aufnahmen sowie Bodenanalysen zu ermitteln (ENGLISCH et al., 1992, KARRER, 1992, KILIAN, 1992).

In Deutschland ist ein überregionales Monitoringprogramm in naturnahen Waldökosystemen in Planung (THOMAS et al., 1994, 1995). Die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft führt bereits an 21 Waldklimastationen ein Monitoring durch, dessen Ziel die Beobachtung der komplexen physikalisch-chemischen und biologischen Abläufe in Waldökosystemen unter den heutigen und in Zukunft zu erwartenden Umweltbedingungen ist (KÖLLING et al., 1996).

5.1.3.2 Forstwirtschaft und Forstökologie

Das umfangreichste und langfristige österreichische Monitoringprojekt, das den Wald betrifft und auch vegetationskundliche Daten erfaßt, ist die von der FBVA durchgeführte Österreichische Waldinventur (ÖWI), eine Fortsetzung der seit 1961 bestehenden Österreichischen Forstinventur (ÖSTERREICHISCHE FORSTINVENTUR, 1985a, ÖSTERREICHISCHE FORST-

INVENTUR, 1985b, SCHIELER et al., 1995). Im Rahmen der ÖWI wird bundesweit auf ca. 11.000 Dauerbeobachtungsflächen mit einer Beobachtungsfrequenz von fünf Jahren eine Vielzahl von Bestandesdaten erhoben. Die Aufgabe der ÖWI ist die laufende Beobachtung der Waldausstattung unter besonderer Berücksichtigung der forstwirtschaftlichen Kenngrößen (z. B. Holzvorrat, Waldfläche) und deren Veränderung. Seit der Inventurperiode 1992/96 werden auch vermehrt ökologische Parameter wie die Totholzausstattung, die Waldverjüngung und die potentielle Waldgesellschaft aufgenommen.

Von großer Aktualität ist die Frage der Waldverjüngung. Zur Klärung dieser Frage ist Monitoring ideal geeignet, weil damit die relativ lange Zeitspanne der Waldverjüngung dokumentiert werden kann und parallel die Verjüngungshemmnisse erfaßt werden können. Aktuelle Projekte sind die bundesweite Jungwuchszustandserhebung der Österreichischen Bundesforste, die Verjüngungszustandsinventur der Landesforstdirektion Tirol im Tiroler Nichtstaatswald und die Jungwuchs-, Verbiß- und Habitatanalyse der Forstdirektion der Hespera-Domäne im Revier Prössing in Kärnten (GÖDERLE, 1994). Die Verjüngung ist auch ein wesentlicher Monitoringfaktor bei der Naturrauminventur im Nationalpark Kalkalpen (ECKMÜLLNER et al., 1995, REIMOSER, 1995). Im Zusammenhang mit Änderungen in der Schalenwildbewirtschaftung durch neu überarbeitete Jagdgesetze (z. B. Vorarlberg, Salzburg) wurde von REIMOSER (1991, 1996) ein Wildschaden-Kontrollsystem entwickelt, welches die Grundlage einer sogenannten „wild-ökologischen Raumplanung“ darstellt. Hierzu wurden in Vorarlberg im Auftrag der Landesregierung 1.400 Dauerbeobachtungsflächen mit Kontrollzäunen eingerichtet. Schwerpunkt dieser Monitoringprojekte sind Gehölzpflanzen und deren Beeinflussung. Ähnliche Projekte, welche sich mit der Wildschadensbeurteilung befassen, werden in Tirol im Auftrag des Förderungsfonds für Umweltstudien, Achenkirch, sowie im Hölleengebirge im Auftrag der Österreichischen Bundesforste durchgeführt. Von Untersuchungen der Waldvegetation innerhalb und außerhalb wilddichter Zäune im Nationalpark Berchtesgaden (Bayern) berichtet SCHAUER (1977).

Die Auswirkung von verschiedenen Düngemaßnahmen auf anthropogen degradierte Waldbestände soll ein zehnjähriges Monitoringprojekt prüfen, das von der Landesforstdirektion Tirol in Zusammenarbeit mit der Forschungsinitiative gegen das Waldsterben (Universität für Bodenkultur, Wien) in den Tiroler Kalkalpen durchgeführt wird (HAUPOLTER, mündl.). Wie sich Gesteinsmehlapplikation auf die Bodenvegetation von vier verbreiteten Waldtypen auswirkt, wurde während eines dreijährigen Beobachtungszeitraumes im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung untersucht (PETER & GRABHERR, 1989). Zahlreiche Dauerflächen-Untersuchungen über den Einfluß von Düngung auf Waldbodenvegetation, Waldboden, Mykorrhiza, Verjüngung u. a. sind im Rahmen des Projekts Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung in Westdeutschland durchgeführt worden (HANISCH, 1986; 1989, MÜLLER & OBERWINKLER, 1990; SCHORNICK, 1990; HAUG et al., 1992).

Ein weiteres Dauerbeobachtungsprogramm der Landesforstdirektion Tirol, das 1996 begonnen wurde, soll die Auswirkungen der Schutzwaldverbesserungsprojekte dokumentieren, Hilfeleistung bei der Steuerung der Maßnahmen geben und Hinderungsgründe für die Waldverjüngung aufzeigen.

5.1.3.3 Walddynamik

Zur Erforschung von Sukzessionen und Vegetationsentwicklungen ist die Methode der Dauerbeobachtungsflächen sehr gut geeignet. Allerdings gehen bis heute die meisten Kenntnisse darüber nicht auf langfristige Untersuchungen eines Standortes, sondern auf den Vergleich verschiedener Stadien im räumlichen Nebeneinander zurück (DIERSCHKE, 1988, 1994).

Die natürliche Dynamik der Auwälder sowie die Auswirkungen von Nutzungsaufgabe, Renaturierung, flußbaulichen Maßnahmen u. a. werden auf Dauerbeobachtungsflächen in der Regelsbrunner Au (Donauauen) und in den Leitha-Auen untersucht (LAZOWSKI, schriftl. Mitt.).

In den Donauauen wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft auf Dauerflächen der Wald- und Vegetationszustand zum Zweck einer Beweissicherung für das Kraftwerk Freudenua dokumentiert (ZUKRIGL schriftl. Mitt.). Auskunft über die Auswirkung des Speicherkraftwerks Koralpe will die FBVA mit Hilfe von forstökologischen Untersuchungen auf 19 Dauerbeobachtungsflächen in Kärnten und der Steiermark erhalten.

Auch Naturwaldreservate befinden sich noch nicht in einem „Gleichgewichtszustand“, sondern durchlaufen erst eine Sukzession zum „Urwald von morgen“ (THOMAS et al., 1994). Die Entwicklung von natürlichen und aufgeforsteten Schwarzföhrenbeständen im südlichen Wienerwald nach Beendigung der Bewirtschaftung soll ein Monitoringprojekt dokumentieren, das 1994 von Univ.-Prof. Dr. Zukrigl begonnen wurde. Der gleichen Fragestellung sind bestandesstrukturelle und vegetationskundliche Aufnahmen auf Dauerflächen gewidmet, die im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien in drei Naturwaldreservaten im Wienerwald (Leopoldsberg-Waldbachgraben: SATTLER, 1991, Breitenfurt-Hollergraben: FRANEK, 1993, Himmelswiese: ZUNA-KRATKY, 1994) sowie im Naturwaldreservat Schneeberg-Süd durchgeführt werden (MRKVICKA, 1992). Im Vorarlberger Naturschutzgebiet Rohrach wird eine Grundlagenenerhebung mit der gleichen Zielsetzung im Auftrag der Bristol-Stiftung (Liechtenstein) durchgeführt (PETER, in Vorb.).

Beispiele für Monitoringuntersuchungen über Walddynamik, die in Deutschland durchgeführt werden, sind die Beobachtung der Waldentwicklung nach natürlichen Störungen (FISCHER, 1992), die Beobachtung von Buchenwald-Kahlschlägen (DIERSCHKE, 1988, RUNGE, 1993) und von Vegetationsschwankungen in einem Grauerlenwald (RUNGE, 1991). Dauerbeobachtungsflächen zur Beobachtung von Vegetationsveränderungen in Bannwäldern wurden von BÜCKING (1982) in der Schwäbischen Alb untersucht.

5.1.3.4 Naturschutzforschung

Monitoringprojekte mit vegetationskundlichem Schwerpunkt und naturschutzorientierten Zielsetzungen und Fragestellungen haben bezogen auf den Wald noch keine lange Tradition. Durch veränderte Interessenslagen am Wald und ein stetig wachsendes Interesse der Gesellschaft an diesem Naturraum wurden in den letzten Jahren diesbezüglich mehrere Projekte initiiert. Beispielhaft werden im folgenden zwei Großprojekte vorgestellt, welche für Österreich, aber auch für den mitteleuropäischen Raum als einzigartig zu bezeichnen sind.

Eines der umfassendsten Monitoringprojekte mit dem Ziel einer Naturrauminventur wird derzeit im Nationalpark Kalkalpen durchgeführt. Mittels einer Rasterstichprobenkartierung werden über 200 Einzelmerkmale aus den Fachbereichen Bodenkunde, Waldökologie, Vegetationsökologie, Wildökologie und Waldwachstumskunde erfaßt. Die Probeflächen haben einen Rasterabstand von 300 m und überziehen die gesamte Nationalparkfläche. In einem Pilotprojekt wurde 1994 die Methode der Erhebung und Auswertung an zwei Transekten (Hintergebirge und Sengsengebirge) mit 140 Probeflächen getestet. Es wurde darauf Wert gelegt, sowohl in der Aufnahme der Merkmale als auch in den Verrechnungsschritten keine Doppelgleisigkeiten zuzulassen. Dies erforderte eine enge Zusammenarbeit der einzelnen Fachdisziplinen.

Auf Basis der Erkenntnisse dieser Pilotstudie wurde 1996 mit der eigentlichen Kartierung begonnen. In einem Zeitintervall von fünf Jahren sollen die Probeflächen wieder aufgesucht werden. Ziel dieser Inventur ist die Erfassung des Istzustandes und eine fortlaufende Fortschreibung der Veränderungen in der Artenverteilung und -ausstattung (ECKMÜLLNER et al., 1994; KOCH, 1995). Eine detaillierte Projektdarstellung ist in der Kurzfassung der Einzelprojekte nachzulesen.

Das derzeit umfangreichste Monitoring-Programm mit naturschutz-, aber auch forstlich orientierter Fragestellung ist das Projekt „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“ aus dem Programm „Man and the Biosphere“ (GRABHERR et al., 1995; KOCH & GRABHERR, 1995).

In diesem Projekt wurde auf 4892 Stichprobenflächen der Österreichischen Waldinventur der Grad des menschlichen Einflusses auf die verschiedenen Waldtypen Österreichs erfaßt. Das Stichprobendesign basiert auf einer stratifizierten Stichprobenauswahl, welche mit dem fixen Raster der Waldinventur gekoppelt wurde. Das Projekt wurde von der Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung der Universität Wien in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft durchgeführt. Auf den koordinativ festgelegten Probeflächen wurden mehr als 70 Einzelmerkmale erhoben. Ein Schwerpunkt sind vegetationskundliche und waldökologische Kriterien, mit welchen die Hemerobie einer Probefläche bestimmt werden kann. Dazu zählen die Merkmalsgruppen „Naturnähe der Vegetation“, „Nutzungseinflüsse“, „Bestandesstrukturmerkmale“ und „Artendiversität“ (KOCH et al., 1997).

Auf den Probeflächen von 625 m² wurden neben einer vollständigen Vegetationsaufnahme auch Standortparameter erhoben, wodurch die Herleitung einer potentiell natürlichen Waldgesellschaft möglich war. Für die Bewertung des Natürlichkeitsgrades der Bodenvegetation wurde der anthropogene Einfluß anhand von sogenannten Störungs- oder Kulturzeigern in dieser Vegetationsschicht erfaßt. Die Ansprache der Kulturzeiger erfolgte getrennt nach der potentiellen Waldgesellschaft unter Einbeziehung ihres Deckungswertes auf der Probefläche. Für die Baumarten werden die Dominanzen des Ist- und Sollzustandes erhoben (KOCH & GRABHERR, 1995). Dafür wurde eine vereinfachte, vierstufige Dominanzskala erstellt (siehe Kapitel 5.1.4).

Mittels statistischer Verfahren können die Hemerobiewerte der Probeflächen auf die gesamte Waldfläche eines Beschreibungsgebietes umgelegt und kartographisch abgebildet werden (GRABHERR et al., 1996).

5.1.3.5 Weitere verortete bzw. wiederauffindbare Vegetationsuntersuchungen

Neben den genannten Projekten liegen für Österreich weitere Vegetationsuntersuchungen von dauerhaft markierten bzw. koordinativ zugeordneten Waldflächen vor, die sich eventuell für ein Monitoring-Vorhaben in der Zukunft anbieten. Dazu gehören z. B. die Dokumentation der österreichischen Naturwaldreservate (ZUKRIGL, 1990) sowie ca. 210 Dauerbeobachtungsflächen mit vegetationskundlichen und bestandesstrukturellen Erhebungen in den Naturwaldreservaten der Stadt Wien (SATTLER, 1991; MRKVICKA, 1992; FRANEK, 1993; ZUNAKRATKY, 1994; siehe oben). Die Landesforstdirektion Tirol verfügt über ca. 1.000 koordinativ zugeordnete Vegetationsaufnahmen (STÖHR, schriftl. Mitt.).

5.1.4 Methodik

5.1.4.1 Die untersuchten Parameter

5.1.4.1.1 Vegetation

Für die genaue Erfassung des Vegetationstyps ist die pflanzensoziologische Aufnahme nach Braun-Blanquet die fast durchgehend verwendete Standardmethode. Teilweise wird die Aufnahmetechnik etwas modifiziert (z. B. PFADENHAUER et al., 1986; FISCHER, 1992). Große Unterschiede bestehen aber bezüglich der Größe der Aufnahmeflächen. Für Probeflächen mit vegetationskundlichen Waldaufnahmen wird als Untergrenze 100 m² und als Obergrenze 625 m² angegeben (siehe Kapitel 5.1.4.3).

Unter den verschiedenen Aufnahmeverfahren sind quantitative Methoden für Dauerbeobachtungsflächen nicht geeignet, weil sie destruktiv sind (z. B. Phytomasse-Bestimmung, Blattflächen-Index) oder nur für Bäume in einem vertretbaren Zeitaufwand zu bestimmen sind (z. B. Crown-Competition-Factor nach KRAJICEK et al., 1961). Außerdem ist bei streng quantitativen Verfahren die Reproduzierbarkeit fragwürdig (PFADENHAUER et al., 1986).

Nach PFADENHAUER et al. (1986) sind für diese Zielsetzung halbquantitative Schätzverfahren aufgrund ihrer Schnelligkeit, guten Reproduzierbarkeit und größtmöglichen Genauigkeit optimal. In der Regel wird die sog. Artmächtigkeit, eine Kombination von Abundanz und Dominanz, nach der Skala von BRAUN-BLANQUET (1964) geschätzt. Ihre Eignung für die Dauerbeobachtung von Wäldern wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich beurteilt, sie wird aber in der Praxis weithin angewendet. Geeignet kann sie für die Dokumentation früher Sukzessionsstadien sein, in denen große Veränderungen erfolgen (LONDO, 1976), oder für Aufnahmen, die mehrere Jahre oder länger auseinanderliegen (FISCHER, 1993). Für viele Untersuchungen auf Dauerquadraten sind aber die unteren Skalenteile bei BRAUN-BLANQUET zu weit gefaßt, z. B. wenn es um kleinflächige Veränderungen in der Bodenvegetation geht (LONDO, 1976; PFADENHAUER et al., 1986). Hier sind leicht veränderte Schätzskalen besser geeignet, die im unteren Bereich stärker differenziert sind (z. B. BARKMAN et al., 1964; VAN DER MAAREL, 1979; WILMANN, 1989a; DIERSCHKE, 1994). Eine Skala für die alleinige Schätzung der Deckung empfehlen u. a. LONDO (1976) und PFADENHAUER et al. (1986) für Dauerquadrat-Untersuchungen. Die Schätzskala von PFADENHAUER et al. (1986) wird in Österreich z. B. auf den Dauerbeobachtungsflächen im Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg) angewendet (siehe oben; PETER, in Vorb.).

Eine Vereinfachung der Braun-Blanquet-Skala schlagen andererseits ENGLISCH et al. (1992) vor, indem sie bei Vegetationsaufnahmen in Wäldern die Klassen „r“ und „+“ zusammenfassen. Dies ist eine praktikable Lösung, da die Wahrscheinlichkeit sehr gering ist, daß eine Art in einer Aufnahme fläche von mehr als 200 m² nur einmal vorkommt und zudem eine Deckung von weniger als 1 % erreicht.

Noch genauer und für die jährliche Bestandeserfassung mit entsprechend geringen Änderungen des Deckungsgrades besser geeignet ist die Aufnahme der Präsenz der Arten auf einer größeren Zahl von Kleinflächen (Frequenzmethode; GLAVAC, 1975). Nachteil dieser Methode ist ein erheblicher Markierungs- und Erhebungsaufwand (vgl. FISCHER, 1993). Die Erfassung der Frequenz wurde z. B. bei Düngungsversuchen in Vorarlberg angewendet (PETER & GRABHERR, 1989), außerdem wird bei den Verjüngungsinventuren in der Regel die Frequenz aufgenommen (siehe unten).

Tab. 49: Vergleich verschiedener Artmächtigkeitsskalen (vgl. Text).

Braun-Blanquet	Dierschke	Wilmanns	Deckung (%)
r	r	r	–
+	+	+	–
1	1	1	bis 2,4
	<u>1</u>	2 m	bis 5
	2	2 a	bis 12,5
2	2		bis 15
		2 b	bis 25
3	3	3	bis 50
4	4	4	bis 75
5	5	5	bis 100

Die Angabe der Artmächtigkeit erfolgt getrennt für jede Art und für jede Bestandesschicht. Die einzelnen Schichten werden zwar nicht nach einheitlichen Richtlinien festgelegt, doch wird die folgende Schichtendefinition in den großen Monitoringprojekten Österreichs verwendet

(KOCH, 1994, ECKMÜLLNER et al., 1994, FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995, GRABHERR et al., 1996 etc.).

Tab. 50: Höhenklassen der Vegetationsschichten in Waldökosystemen (KOCH, 1994).

1. Baumschicht:	Oberschicht der Gehölze bei mehr als 5 Meter Bestandeshöhe und einer absoluten Baumhöhe von 2/3 bis 3/3 der höchsten Bäume.
2. Baumschicht:	Mittelschicht der Gehölze mit mehr als 5 Meter Höhe und einer absoluten Baumhöhe von 1/3 bis 2/3 der höchsten Bäume.
Strauchschicht:	Die Strauchschicht kann eine zweite oder dritte Bestandesschicht bilden und hat eine Höhe von 1-5 Meter. In diese Schicht fallen nur verholzende Baum- und Straucharten.
Krautschicht:	Gefäßpflanzen bis zu einer Höhe von einem Meter.
Moosschicht:	Boden- und Steinmoose sowie bestandsprägende Flechten auch an den Baumstämmen.

Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen in Waldbeständen haben WILMANN & BOGENRIEDER (1986b) unterschiedliche methodische Ansätze im Kaiserstuhlgebiet verglichen. Unter den direkten Methoden wurde neben der Fernerkundung, dem Vergleich von Vegetationskarten und dem Vergleich von pflanzensoziologischen Tabellen auch der Dauerflächenvergleich durchgeführt. Diese am leichtesten durchschaubare und daher auch überzeugende Methodik verlangt jedoch einen höheren Arbeits- und Zeitaufwand, sowie eine erforderlich große Anzahl an Beobachtungsflächen. Nachteilig ist auch die geringe Zahl an früher dauerhaft markierten und die Unsicherheit über das Schicksal junger Probenflächen (WILMANN & BOGENRIEDER, 1986b).

5.1.4.1.1 Gehölze

Die Gehölze stehen naturgemäß bei forstwirtschaftlichen Fragestellungen im Zentrum des Interesses. In der Österreichischen Waldinventur stehen ertragskundliche Zustandsgrößen im Vordergrund. Aufgenommen werden die Baumartenanteile (ab 5 cm Durchmesser) jeweils mit Stammzahl, Vorrat usw., außerdem die Holzgewächse ab 10 cm Höhe, damit Zusammenhänge der Verjüngungsdynamik erfaßt werden. Die Sproßlänge ist bei Stockausschlägen ab der Austriebstelle zu beurteilen (die Stockhöhe wird nicht einbezogen). Die Arten der Holzgewächse, welche in der Waldinventur erfaßt werden, sind im Aufnahmeschlüssel (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995) aufgelistet. Bei den Sträuchern wird unterschieden zwischen „strauchflächenfähigen“ Sträuchern (z. B. Hollunder), „nicht strauchflächenfähigen“ Sträuchern (z. B. Brombeerarten oder Efeu) und Zwerg- und Kleinsträuchern (z. B. Heidelbeere). Die Erfassung der Baumarten und ihrer Dominanz erfolgt je nach Betriebsart (Wirtschaftswald, Schutzwald, Ausschlagwald, etc.) auf unterschiedliche Art und Weise. Die Dominanzangaben erfolgen in Zehntelanteilen.

In Monitoringprojekten mit einer pflanzensoziologischen oder ökologischen Bewertung der Gehölzpflanzen wird in der Regel eine vollständige Vegetationsaufnahme aller Schichten gemacht (KOCH, 1994; GRABHERR et al., 1995; STARLINGER, schriftl. Mitt.). Das Augenmerk liegt nicht auf den Baum- und Straucharten wie in der Waldinventur.

Für die Ansprache der Baumartenkombination in bezug auf ihre Naturnähe nach KOCH & GRABHERR (1995) wird eine reduzierte Dominanzskala verwendet (siehe Tab. 51). Durch die breiten Dominanzklassen wird eine hohe Sicherheit in der Ansprache der potentiell natürlichen Baumartendominanz gewährleistet und eine vorgetäuschte Genauigkeit (z. B. bei Angabe von Zehntelanteilen) vermieden (KOCH & KIRCHMEIR, 1997).

Tab. 51: Vereinfachte Klassenbildung für die Ansprache der Baumartenanteile für die aktuelle wie potentiell natürliche Waldgesellschaft.

Häufigkeitsklassen		Bezeichnung
aktuell	potentiell	Deckung
0	0	Baumart fehlt (pot. erwartet)
1	1	Baumart dominant (> 50 %)
2	2	Baumart subdominant (26-50 %)
3	3	Baumart obligat beigemischt (5-25 %)
4	4	Baumart eingesprengt (< 5 %)
	5	Baumart ist standortsfremd, vereinzelt
	6	Baumart ist standortsfremd, häufig
	7	Pionierbaumart

EINZELBAUMERHEBUNG

In Monitoringprojekten mit einer schwerpunktmäßig waldbaulichen Zielsetzung (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995; STEFAN, 1995; etc.) oder in Naturwaldreservatprojekten (LAMPRECHT, 1980; ZUKRIGL, 1990; PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE, 1993) sind Einzelbaummerkmale ein fixer Bestandteil der Erhebung. Waldbäume und Bestandesstrukturen stehen mit allen anderen Teilkompartimenten des Ökosystems in enger Wechselwirkung. Deshalb kommt der waldkundlichen Aufnahme der Einzelbäume eine besondere Bedeutung zu (THOMAS et al., 1994).

Die Auswahl der Probestämme und die Datenerhebung am Stamm selbst kann auf unterschiedlichste Art und Weise erfolgen. Für die derzeit laufenden Projekte konnte keine Konsistenz in der Datenerfassung festgestellt werden.

Die Österreichische Waldinventur verwendet abhängig vom Stammdurchmesser „variable“ oder „starre“ Probeflächen. Variable Probeflächen werden für Stämme mit einem BHD (Brusthöhendurchmesser; Durchmesser in 1,3 Meter Höhe) ab 105 Millimeter herangezogen. Hierbei bedient man sich der Winkelzählprobe nach BITTERLICH. Dabei handelt es um ein Verfahren, welches die Auswahl der Probestämme in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser und der Entfernung vom Probeflächenzentrum trifft. Über ein Spiegelrelaskop mit einem vorgegebenen Meßfeldstreifen wird geprüft, ob ein Stamm breiter oder schmaler als dieser Streifen ist. Alle Bäume, welche breiter sind, haben ein Durchmesser/Abstand-Verhältnis, das zur Auswahl des Baumes führt. Jeder Probestamm wird koordinativ über Azimut und Distanz vom Zentrum festgelegt. Die Stämme im Hochwald werden mit einer Nagelmarke an der tiefsten oberirdischen Stelle des Stammes markiert. Auf der starren Probefläche mit einem Radius von 2,6 m (21 m²) werden alle Bäume von 50 bis 104 Millimeter BHD aufgenommen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995).

Auch die meisten anderen Waldmonitoringprojekte arbeiten mit starren Probeflächen (ECKMÜLLNER et al., 1995, THOMAS et al., 1994 u. a.). Im Naturraummonitoring des Nationalpark Kalkalpen werden abhängig vom Stammdurchmesser und der Baumhöhe verschiedene Probekreisflächen verwendet. Stämme unter 50 mm Durchmesser werden höhenbedingt differenziert. Für Gehölze unter 1,3 Meter Höhe erfolgt die Datenerfassung auf zwei 40 cm breiten Verjüngungsstreifen (siehe Abb. 93).

In deutschen Naturwaldreservaten erfolgt die Erhebung der Einzelbäume auf einer Kreisfläche von 17,84 m Radius (THOMAS et al., 1994). Auf dieser Fläche werden alle Stämme ab einem BHD von 7 cm erfaßt. Es erfolgt keine Differenzierung der Probeflächengröße nach dem Stamm-

durchmesser. Die Bäume werden mit Bussole und Maßband eingemessen und in eine digitale Baumstandpunktkarte eingetragen. Dadurch entfällt die Markierung der Einzelbäume.

EINZELBAUMMERKMALE

Im folgenden werden jene Merkmale angeführt, welche vor allem in österreichischen Monitoringprojekten häufig erfaßt werden.

Brusthöhendurchmesser (BHD)

Der BHD wird mit einer Durchmesserkluppe oder durch eine Umfangmessung mit einem Maßband in der Höhe von 1,3 m auf den Millimeter genau gemessen. Die Kluppschwelle ist jener Durchmesser, ab welcher ein Baum erfaßt wird. Diese variiert zwischen den Projekten und beträgt bei der Österreichische Waldinventur und bei der Naturraumstichprobeninventur Kalkalpen 50 mm. Für deutsche Naturwaldreservate wird eine Kluppschwelle von 40 mm vorgeschlagen (WOLF & BOHN, 1991), für österreichische Naturwaldreservate wurde keine einheitliche Kluppschwelle festgelegt. Um eine eindeutige Vergleichbarkeit der Durchmessermessungen zu gewährleisten, ist in den Aufnahmeberichtlinien der Projekte festzuhalten, von welcher Stammseite die Kluppierung zu erfolgen hat. In der Regel wird der auf die Falllinie des Geländes normal stehende BHD bergseitig gemessen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995, KOCH, 1994, etc.).

Durchmesser in oberen Stammabschnitten

Ein häufig verwendeter Durchmesser ist jener in zwei Drittel der Baumhöhe ($D_{0.3H}$). Die Messung erfolgt mit dem Spiegelrelaskop und wird vorwiegend für die Berechnung ertragskundlicher Parameter herangezogen.

Baumhöhe

Für die Baumhöhenmessung werden Spezialgeräte verwendet (Spiegelrelaskop, Suunto, etc.). Auch für diese Datenerfassung gilt, daß exakt festgelegte methodische Richtlinien erforderlich sind (z. B.: wie wird ein Zwieselbaum gemessen, welche Stammfußkriterien sind zu beachten, etc.; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995).

Höhe des Kronenansatzes

Damit wird die Kronenlänge bzw. der kronenfreie Stammbereich festgelegt. Es handelt sich hier um ein Merkmal, welches auch bestandesstrukturelle Aussagen zuläßt.

Kronenradius

Kronenradien werden im Gelände in vorgegebenen Richtungen (meist die Haupthimmelsrichtungen) abgelotet und im Formblatt skizziert, bzw. die Maße vom Stammfuß zum Ablotungspunkt festgehalten (ECKMÜLLNER et al., 1994; 1995). Eine weitere Möglichkeit ist die Herleitung der Kronenradien über eine Luftbilddauswertung (THOMAS et al., 1994).

Baumalter

Für die Altersbestimmung werden entweder Baumstammscheiben verwendet oder mittels eines Altersbohrer Bohrkerns gezogen. Stammscheiben können natürlich nur dann auf der Probefläche angesprochen werden, wenn Stöcke oder abgestorbene Bäume vorhanden sind. Ist dies nicht der Fall, werden solche Scheiben außerhalb der Probefläche zu werben sein. Diese Aufnahme kann für eine Baumgeneration einmalig erfolgen und wird bei den Folgeaufnahmen nur noch fortgeschrieben. Altersbohrkerne werden je Baumart und Schicht meist nur einmal erhoben. Für jüngere Pflanzen bis etwa zum Stangenholzstadium ist auch die Quirlzählung (abzählen der Jahrestriebe) eine verlässliche Methode der Altersbestimmung (NATIONALPARK BAYERISCHER WALD, 1991).

Baumschäden und Verletzungen

Häufige Ansprachemerkmale sind Ernte- und Rückeschäden, Wildschäden (Schälung, Fegeschäden, Verbiß), Weideschäden, Wipfelbruch und Steinschlag. In wildökologischen Monitoringprojekten (REIMOSER, 1991; 1996, GÖDERLE, 1994; etc.) wird schwerpunktmäßig der Einfluß des Wildes auf die Verjüngung untersucht. Der Wildverbiß zählt zu jenen biotischen Einflüssen, die ein sicheres Aufwachsen mit ausreichender Pflanzenzahl in Frage stellen können. Der Verbißgrad wird meist in Prozentanteilen der verbissenen Terminaltriebe und/oder Seitentriebe einer Pflanze angegeben. In Österreich mehrfach verwendete Verbißklassen sind (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995; KOCH, 1994; REIMOSER, 1995) in Tab. 52 dargestellt.

Tab. 52: Klassen des Verbißgrades für Terminal- und Seitentriebe.

1-50 %	verbissene Pflanze ¹
51-90 %	verbissene Pflanze
> 90 %	verbissene Pflanze

¹ Die Prozentangaben beziehen sich entweder auf den Terminal- oder Seitentriebverbiß je Pflanze.

Neben der Art des Einflusses ist das Ausmaß und die Verteilung des Einflusses (räumlich und zeitlich) sowie die Verbißhäufigkeit für ein Wildschadensmonitoring zu erfassen. Ein daraus abgeleiteter Wildschaden ergibt sich erst aus einem SOLL-IST-Vergleich, für welchen ein Bestockungsziel definiert werden muß (REIMOSER, 1990).

Der Verbiß wird auch durch eine einfache Present/Absent-Erhebungen aufgenommen, wobei nur festgehalten wird, ob ein Verbiß- oder Fegeschaden vorhanden ist und wo dieser auftritt (NATIONALPARK BAYERISCHER WALD, 1991).

Bei der Erfassung entomologischer Schäden wird zwischen verschiedenen Befallsarten (z. B. Borkenkäfer, Gespinstblattwespe, etc.) und fallweise auch deren Intensität unterschieden.

Kronenzustand

Die Ansprache des Kronenzustandes hat sich in den letzten Jahren als guter Indikator für den allgemeinen Zustand des Waldes erwiesen, mit der vor allem Unterschiede in der regionalen Belastungssituation erkannt werden können (THOMAS et al., 1994). ELLENBERG (1994, vgl. auch ELLENBERG, 1996) weist allerdings darauf hin, daß klimatologische und standortskundliche Untersuchungen bei ihrer Deutung berücksichtigt werden müssen. Die terrestrische Ansprache des Kronenzustandes ist eine in der Waldschadensforschung häufig angewandte Methode. In Kombination mit der terrestrischen Ansprache ist eine zusätzliche, luftbildgestützte Vitalitätsansprache sinnvoll, da sie u. a. flächendeckende Informationen und dauerhafte, objektiv überprüfbare Dokumente liefert (THOMAS et al., 1994).

Die Beurteilung des Waldzustandes wurde Anfang der 80er Jahre durch die Thematisierung des Phänomens „neuartiger Waldschäden“ zum erklärten Ziel der öffentlichen Verwaltung in der BRD, Österreich und anderen mitteleuropäischen Staaten. In Österreich wurde 1984 mit der Installierung eines Probeflächennetzes für die Waldzustandsinventur (WZI 1984-1988) begonnen. An ausgewählten Einzelbäumen wurde seit 1985 der Kronenzustand über fünf Verlichtungsstufen erhoben. Ziel war vorerst die Erfassung des Ausmaßes der Schädigungen unabhängig von den Ursachen (NEUMANN & SCHADAUER, 1990; NEUMANN, 1995). Im weiteren galt es, von einem Überwachungssystem auf ein Verfahren überzugehen, welches die Ursachen-Wirkung-Zusammenhänge aufzeigt. Dies wurde 1989 mit der Einrichtung eines Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS) initiiert. Auf 534 Dauerbeobachtungsflächen werden nun neben den Kronenzustandserhebungen auch standörtliche, vegetationskundliche und bestandesstrukturelle Kriterien erfaßt. An ausgewählten Probeflächen werden ebenso forstpathologische Untersuchungen durchgeführt (NEUMANN, 1995).

NADEL- UND BLATTANALYSEN

Der Gehalt an Hauptnährstoffen in Nadel- und Blattproben und in der Streu kann Informationen zur Ernährungssituation der Bäume liefern (ELLENBERG et al., 1986). Anhand der Streu lassen sich andererseits durch die Analyse ihres Gehaltes an Schadstoffen, besonders an Schwermetallen, Hinweise auf die Belastungen der jeweiligen Vegetationsperiode gewinnen (THOMAS et al., 1994).

Nadel- und Blattanalysen stehen u. a. auf dem Programm der Untersuchungen, welche die FBVA im Rahmen der Waldschadensbeobachtung durchführt. Im Rahmen des bundesweiten Bioindikatornetzes wird seit 1983 durch Schwefel-Bestimmungen in Blattorganen die zeitliche und räumliche Entwicklung der „Schwefel- Immissionseinwirkungen“ in Österreich untersucht (STEFAN, 1995). Im Jahr 1993 wurde die Bestimmung der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Erhebung erfolgt auf einem systematischen Grundnetz von 16 x 16 km und umfaßt 317 Probestflächen. Sie ist direkt an den bayerischen Untersuchungsraaster angebunden. Auf jedem Aufnahmepunkt wird jährlich im Herbst das Blatt- oder Nadelmaterial von zwei dauerhaft markierten Probestäumen gewonnen und einzelbaumweise getrennt nach Nadeljahrgängen analysiert.

VERJÜNGUNG

Die Untersuchungen zur Verjüngung werden auf Kreisflächen oder Verjüngungstreifen durchgeführt. Im Allgemeinen erfolgt die Ansprache nur dann, wenn ein Minimum an Verjüngung vorhanden ist. Bei der Österreichischen Waldinventur wird für das Vorhandensein einer Verjüngung eine Mindestforstpflanzenzahl bestimmt, welche in Abhängigkeit von der Pflanzenhöhe festgelegt wird (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995). Bei der Naturrauminventur im Nationalpark Kalkalpen erfolgt die Verjüngungsaufnahme auf zwei 20 m langen und 40 cm breiten Verjüngungstreifen (ECKMÜLLNER et al., 1995, siehe Abb. 93).

In den verschiedenen Verjüngungsmonitorings wird in der Regel erfaßt, mit welcher Individuenzahl die einzelnen Baumarten in den verschiedenen Größenklassen vertreten sind (z. B. bis zu einer Höhe von 3 m). Ein weiterer, wichtiger Bestandteil der Dokumentation ist der Verbiß (MAYER et al., 1972; FRANK, 1991; REIMOSER, 1995; KOCH, 1994; etc.).

Keine einheitliche Aufnahmemethode besteht hinsichtlich der Erfassung von Keimlingen. Abhängig von der Fragestellung werden Artmächtigkeit oder Anzahl von Baumkeimlingen aufgenommen. Keimlingsangaben geben einerseits Auskunft über die Keimfähigkeit des verfügbaren Samenmaterials, andererseits enthalten sie indirekte Aussagen über die Keimbettbedingungen von Humus und Oberboden. Weiters werden Keimlingserhebungen für wildökologische Fragestellungen herangezogen (z. B. Verbißgrad durch Schalenwild).

5.1.4.1.1.2 Waldbodenvegetation

Waldbodenpflanzen eignen sich durch die große Artenzahl, ihre geringe direkte Beeinflussung durch den Menschen, ihre spezifischen Standortsansprüche und ihre einfache Erfassung im Gelände sehr gut für eine Beschreibung des Zustandes und der Veränderungen des Standortes (SCHMIDT, 1991, 1995). Auf veränderte Umweltbedingungen reagieren sie relativ schnell durch Verschiebungen der Arten- und Dominanzstruktur (THOMAS et al., 1994). In einem weitgefaßten Sinn wird die Waldbodenvegetation daher schon lange erfolgreich als Bioindikator verwendet, z. B. in der forstlichen Standortaufnahme oder bei der vegetationskundlichen Arbeit mit den Zeigerwerten von ELLENBERG (1979). Auch Pilze können in diesem Sinn eine Zeigerfunktion haben (KOST, 1991), sie sind jedoch nicht in jedem Jahr erfaßbar. In der Praxis werden solche Untersuchungen bis heute kaum durchgeführt. Eine umfassende Aufnahme von Großpilzen erfolgte in der Naturwaldzelle „Ampaß-Wilt“ (TARTAROTTI, 1990).

Die Erfassung der Bodenvegetation ist für ein Monitoring in der Waldökosystemforschung auch darum von Bedeutung, weil damit die untersuchten Waldökosysteme charakterisiert werden, und so die Übertragung der an den Beobachtungsflächen erhobenen Punktinformation auf andere Punkte oder auch auf größere Flächeneinheiten ermöglicht wird (KÖLLING et al., 1996). Im Rahmen der Waldbodenzustandsinventur (FBVA) wird die Moos-, Kraut- und Strauchschicht der Beobachtungsflächen erfaßt, und bei der Österreichischen Waldinventur wird der Vegetationstyp nach HUFNAGL (1970) als Ausdruck des derzeitigen Standortzustandes aufgenommen.

Für die Indikation im engeren Sinn, z. B. die Indikation von Schadstoffbelastungen, ist die Eignung der Waldbodenvegetation schon deutlich begrenzter (SCHMIDT, 1991). Zum Monitoring von Schwermetallen sind die Arten der Krautschicht als Akkumulationsindikatoren weniger gut geeignet als z. B. Moose, Baumborke, Streuauflage oder der Boden des Stammfußbereiches von Buchen (WITTIG, 1991b). Die Analyse der Nährstoff- und Schadstoffgehalte an einigen ausgewählten Arten der Bodenvegetation ist allerdings nach THOMAS et al. (1994) eine wichtige Ergänzung der vegetationskundlich-deskriptiven Untersuchungen. Sie ermöglicht es, beobachtete Veränderungen in der Vegetation mit anthropogen bedingten Umweltveränderungen zu korrelieren. THOMAS et al. (1994) empfehlen eine jährliche Untersuchung der Nährstoffgehalte, für die Analyse der Schadstoffe dagegen einen Turnus von 10 Jahren.

Moose werden seit den frühen 70er Jahren verstärkt als Biomonitoren verwendet, und zwar einerseits als Reaktionsindikatoren (Artenveränderung), andererseits als Akkumulationsindikatoren (z. B. in den Ökosystemaren Studien im Kalkalpin; ZECHMEISTER, 1994). Spezielle Monitoringarten haben sich für die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition bestens bewährt, wobei aber speziell in bezug auf den Wald auf die Methode der Aufsammlung zu achten ist: die Sammelpunkte sollen in offenen, nicht abgeschirmten Flächen innerhalb der Wälder liegen (ZECHMEISTER, 1994).

Viele Pflanzensoziologen haben in den letzten Jahren den Versuch unternommen, durch den Vergleich von früheren und heutigen Vegetationsaufnahmen den neuartigen Waldschäden auf die Spur zu kommen (z. B. FALKENGREN-GRERUP & TYLER, 1991; THIMONIER et al., 1994). Es zeigt sich, daß die Reaktionen der Waldbodenvegetation sehr differenziert sind. Hier werden die Schwierigkeiten deutlich, die mit einer Bioindikation auf synökologischer Grundlage verbunden sind: neben dem eigentlichen Störfaktor können alle übrigen Standortsfaktoren Änderungen hervorrufen (SCHMIDT, 1991).

Auch als Zeiger hoher Wilddichten sind nach SCHMIDT (1991) nur wenige Kräuter und Gräser geeignet. Als Beispiel nennt er *Epilobium angustifolium*, das bei hohem Schalenwildbestand stark verbissen wird und zurückgeht. In den vorgestellten Projekten wird das Ausmaß des Verbisses hauptsächlich am Gehölzjungwuchs und an den verholzten Straucharten beobachtet (ECKMÜLLNER et al., 1994). Allerdings nehmen die Österreichischen Bundesforste im Rahmen des Jungwuchsbeobachtungssystems auch die *Rubus*-Arten und ihre Deckung auf, bei der Jungwuchsuntersuchung der Hespera-Domäne (Kärnten) werden dagegen alle verbissenen Krautigen aufgenommen.

In der Untersuchung der Hemerobie der österreichischen Wälder (GRABHERR et al., 1995, 1996; KOCH & KIRCHMEIR, 1997) wurden Arten der Waldbodenvegetation als Zeiger für direkte anthropogene Störung gewertet, allerdings in Abhängigkeit von dem jeweiligen Standort bzw. der potentiell natürlichen Waldgesellschaft. Diese Störungszeiger oder Kulturzeiger (disturbance species) wurden auf den Probestellen der Vegetationsaufnahme mit einer Kennung versehen. Unter Störungszeigern versteht man Pflanzenarten, welche durch unterschiedlich verursachte Störungen des Standortkomplexes überhaupt erst in Erscheinung treten oder zu einer Massenentwicklung kommen. Störungszeiger können somit Arten des natürlichen Vegetationstyps sein, welche jedoch unter stabilen Verhältnissen nur eine unterge-

ordnete Rolle im Artenkomplex spielen. Häufig sind es aber Arten, welche in der diagnostischen Artenkombination einer Zönose fehlen und erst durch die veränderten Lebensbedingungen, hervorgerufen durch den Störungseinfluß, den Standraum erobern und mitunter beherrschen können (z. B. das schmalblättrige Weidenröschen *Epilobium angustifolium* auf Kahlschlägen).

Für die Bewertung der Naturnähe der Bodenvegetation wurden im Projekt zur Hemerobie der österreichischen Wälder Daten von 4892 Probeflächen getrennt nach ökologischen Waldgruppen ausgewertet und in einem Expertenkreis von Vegetationskundlern geprüft. Schließlich wurden für jede Waldgruppe (z. B. subalpine Nadelwälder über Silikat) Störungszeigerlisten erstellt. Diese stellen somit standardisierte Referenzlisten für weitere Naturnähebewertungen in österreichischen Wäldern dar. Für jede Probefläche wurde schließlich ein Störungsindex der Bodenvegetation errechnet. In diese Formel fließt die Störwahrscheinlichkeit einer Art (SW) in der potentiell natürlichen Waldgesellschaft des Untersuchungsstandortes, ein logarithmischer Deckungsindex (DI: abgeleitet aus der Artmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET, 1964) und das Verhältnis der Gesamtdeckung aller Störungszeiger ($D_{\text{Ges Stör}}$) in Relation zur Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche ($D_{\text{Ges Auf}}$) ein.

$$SI = \{ \Sigma (SW * DI) \} * \{ \Sigma (D_{\text{Ges Stör}}) / \Sigma (D_{\text{Ges Auf}}) \}$$

Gleichung: Störungsindex für die gesamte Kraut- und Strauchschicht einer Waldvegetationsaufnahmen zur Bestimmung der „Naturnähe der Bodenvegetation“ (KOCH & KIRCHMEIR, 1997).

Da die Hemerobieerhebungen auf den Dauerprobeflächen der Österreichischen Waldinventur erfolgten, kann die Veränderung der Dominanz und Anzahl der Störungszeiger je Probefläche theoretisch alle fünf Jahre geprüft werden. Die Art der Einbindung dieser waldökologischen Kriterien aus der Hemerobieforschung in die ÖWI ist noch nicht endgültig geklärt.

Die Artenvielfalt der Bodenvegetation ist ein wichtiges Kriterium zur Charakterisierung von Waldökosystemen. Sie wird z. B. unter dem Einfluß hoher Schalenwildichten verändert (Zunahme von Krautigen bzw. Grasartigen; SCHMIDT, 1991). Durch extensive Viehwirtschaft in den Wäldern nimmt die Artenzahl deutlich zu. Schadstoffimmissionen können sich auf die Artenvielfalt der Waldbodenvegetation sehr differenziert auswirken (SCHMIDT, 1991). Bei der Analyse der Artenvielfalt ist stets die potentiell natürliche Waldgesellschaft und ihr charakteristisches Arteninventar als Referenzgröße heranzuziehen. Die hohe Artenzahl allein sagt wenig über die ökologische Bedeutung eines Waldökosystems aus. Beispielsweise kann ein stark gestörter Braunerde-Buchenwald durch das Vorhandensein von Ruderalzeigerarten (Störungszeiger) auf Forststraßenböschungen eine deutlich höhere Artenvielfalt aufweisen als ein Buchenurwald auf vergleichbarem Standort. Aus ökologischer Sicht ist natürlich die Artendiversität des Urwaldes höher einzustufen als jene des Forststraßenstandortes. Ein großer Artenreichtum der Boden- und Holzpilzflora kann nach KOST (1991) als Indikator für die Naturnähe des Waldbestandes angesehen werden.

5.1.4.1.1.3 Epiphyten

Epiphytische Moose und Flechten haben als Indikatoren für luftgetragene Schadstoffe im allgemeinen einen hohen Stellenwert in Biomonitoring-Untersuchungen (WIRTH & OBERHOLLENZER, 1991). Flechten reagieren z. T. sehr empfindlich auf Luftverunreinigungen, insbesondere auf den Faktorenkomplex SO_2 /Staub/Stickoxide (THOMAS et al., 1994). Eine Kartierung der Flechten wurde z. B. im Rahmen der Ökosystemaren Studien im Kalkalpin durchgeführt (HERMAN & SMIDT, 1994).

Baumflechten und Grünalgen an Nadeln von Koniferen werden im schwedischen Umweltmonitoringprogramm (PMK) als Indikatoren für den Eintrag von Stickstoff und schwefeliger Säure herangezogen. Für den Flechtenbesatz wird die Überdeckung der Rinde in vier Baumhöhenabschnitten (60 cm, 90 cm, 120 cm und 150 cm über dem Boden) alle fünf Jahre er-

hoben. Für die Bestimmung des Algenbesatzes an Fichte werden 10 bis 20 Bäume je Probe-
fläche beworben (BRAKENHIELM, 1991).

Die Naturrauminventur im Nationalpark Kalkalpen sieht vor, daß an jedem Baum über 20 cm
Durchmesser im Probekreis von 10 m der Flechtenbesatz in 1/10 der sichtbaren Rinden-
oberfläche von Schaft und Ästen bis in eine Stammhöhe von 6 m über dem Boden ange-
schätzt wird (ECKMÜLLNER et al., 1994). In derselben Inventur wird auch die Anzahl der
Baumschwämme je Baum (>20 cm BHD) festgestellt.

5.1.4.1.2 Strukturelle Parameter

5.1.4.1.2.1 Bestandesaufbau

Der Bestandesaufbau ist ein Maß für die Schichtigkeit oder Vertikalstruktur eines Bestandes
und somit ein wesentlicher Faktor für die Strukturvielfalt des Ökosystems. Die Schichtung
ist durch die unterschiedliche Wuchshöhe der Einzelpflanzen und die Konkurrenz zwischen den
Arten verursacht. Pflanzen derselben Schicht haben meist dieselbe Lebensform und eine
ähnliche Wurzelverteilung. Pflanzen einer Schicht und derselben Lebensform sind daher meist
starke Konkurrenten um Raum, Wasser, Licht und Nährstoffe.

Die Aufnahmeleitlinien der ÖWI definieren eine Schicht so, daß diese mindestens eine Über-
schirmung von 3 Zehntel der Probefläche erreichen muß (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHS-
ANSTALT, 1995).

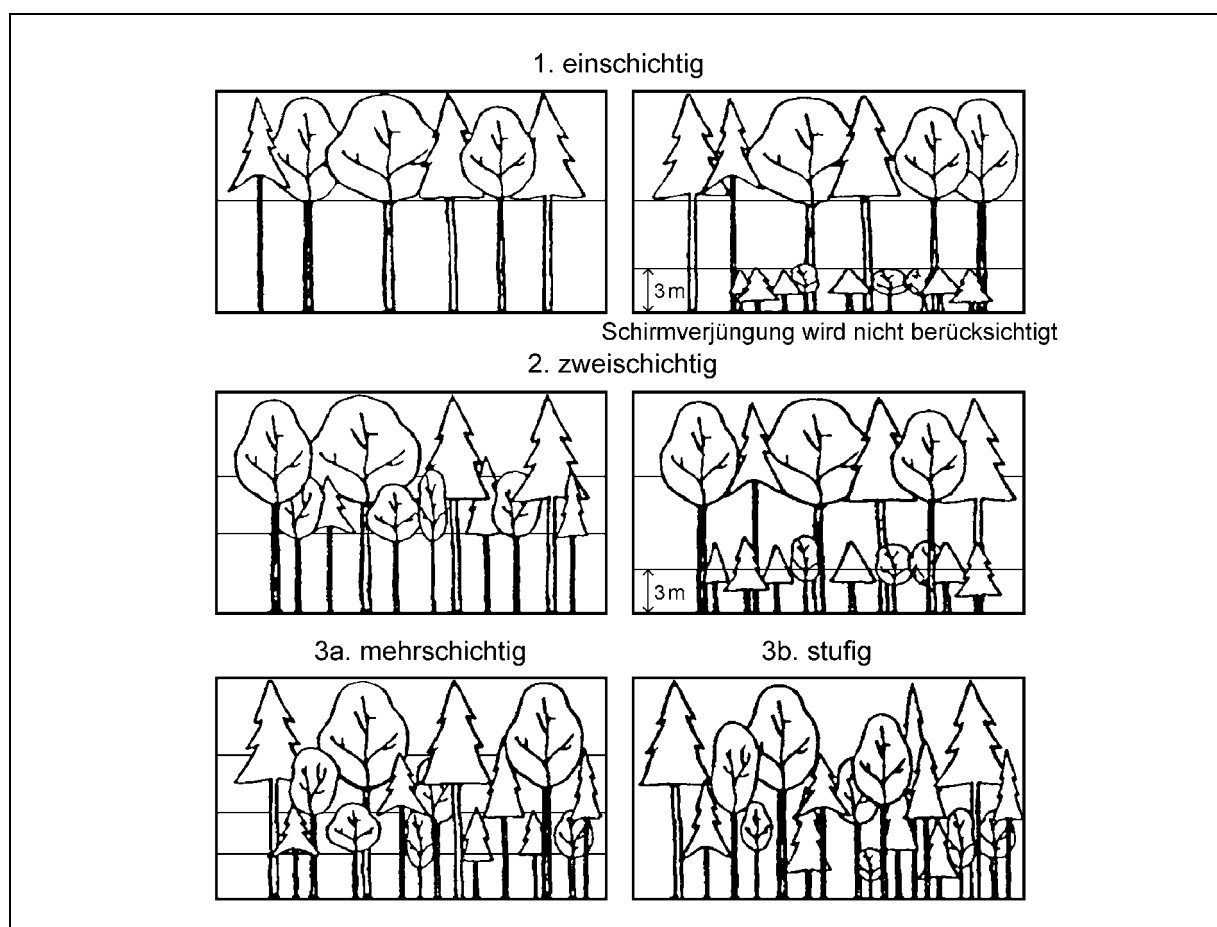


Abb. 84: Schichtungen von Waldbeständen nach FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1995) und KOCH (1994).

In einzelnen Monitoringprojekten wurden mit Hilfe der Koordinaten von mehreren Punkten eines Einzelbaumes (Stammfuß, erster Ast, Unterseite und vier Peripheriepunkte der Krone, Baumwipfel) dreidimensionale Baummodelle entwickelt (KOOP, 1991). Eine ähnliche Visualisierung der Bestandesstruktur wird für die Monitoringflächen im Nationalpark Kalkalpen durchgeführt (Eckmüllner et al., 1995). Mit diesen Modellen können auf digitaler Basis verschiedenste bestandesstrukturelle Analysen durchgeführt und graphisch abgebildet werden (z. B. Aufrisse eines Bestandes, Grundrisse getrennt nach Baumarten, Höhenklassen der aufgenommenen Probefläche). Außerdem werden dadurch Lichtklimaberechnungen möglich. Die räumliche Darstellung von Probeflächen ermöglicht einerseits eine einfache Datenkontrolle, andererseits sind sie eine wichtige Hilfe beim Wiederauffinden der Probeflächen.

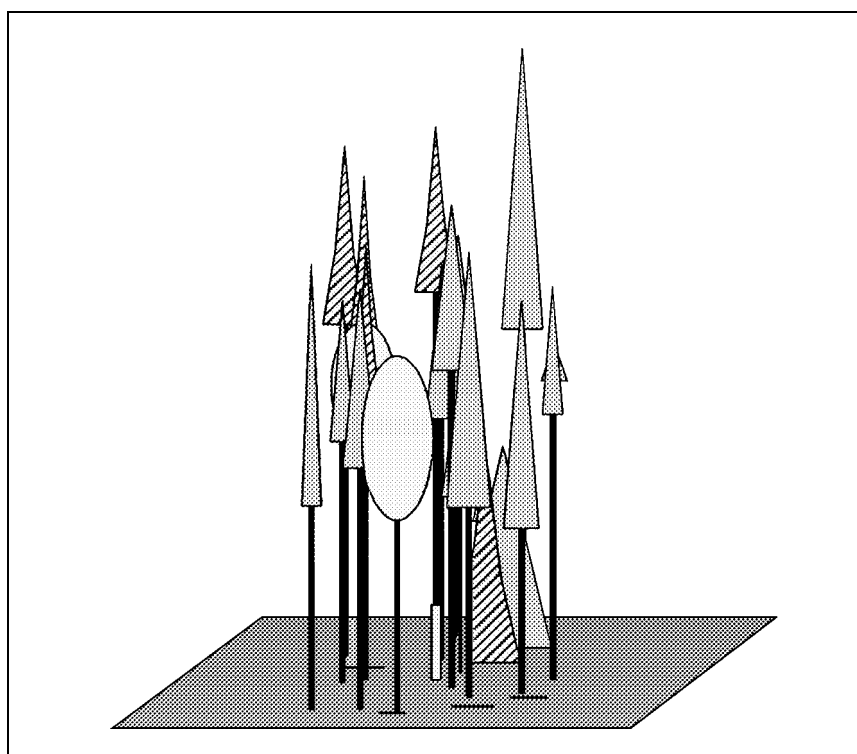


Abb. 85:
Bestandesaufrißdarstellung
durch das Visualisierungs-
programm PLOTCONT von
MOSER (ECKMÜLLNER,
1995).

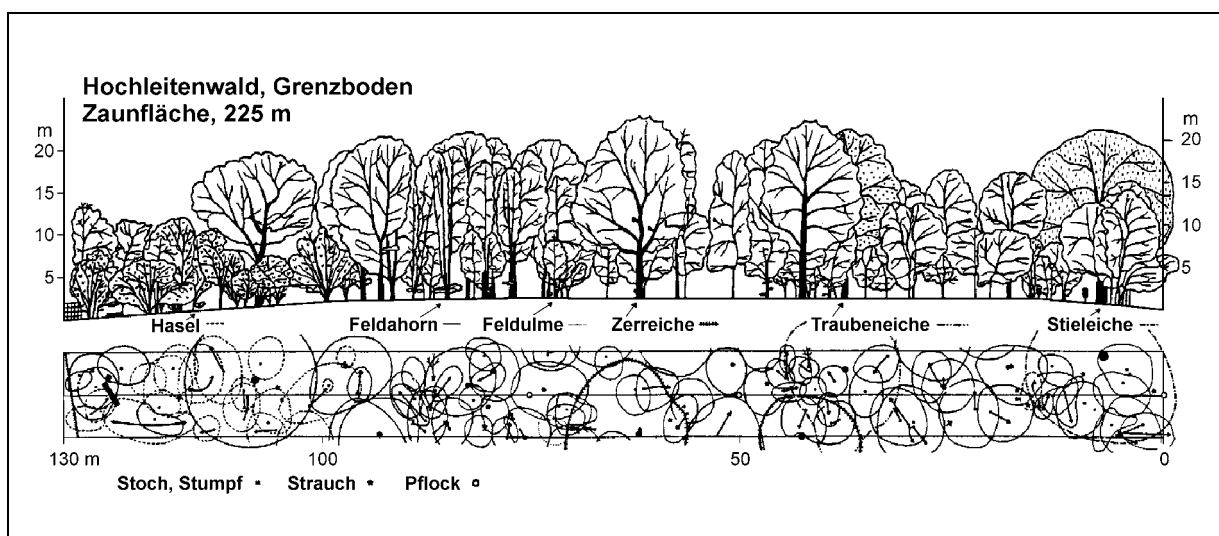


Abb. 86: Bestandesgrund- und aufriß einer Naturwaldreservatefläche im Weinviertel (ZUKRIGL, 1990).

Bestandesauf- und Grundrisse gehören auch zum Standarderhebungsprogramm in Naturwaldreservaten und in der Urwaldforschung (ZUKRIGL, 1990, MAYER, 1987, MAYER et al., 1997, FRANK, 1991, LEIBUNDGUT, 1982, u. a.). Die Darstellung der Bestandesstruktur erfolgt durch eine standardisierte Skizzierung im Gelände (z. B. Bestandesaufriß in Fallrichtung und von der orographisch rechten Seite der Probefläche gesehen). Durch die Aufzeichnung der Kronenform und -lage vor Ort entstehen sehr naturalistische Darstellungen, welche das Auffinden der Flächen erleichtern. Es muß jedoch berücksichtigt werden, daß die Veränderung der Waldstruktur gerade in Naturwäldern sehr rasch vor sich geht, und daß eine noch so genaue Bestandesstrukturskizze eine Vermarkung der Probeflächen nicht ersetzen kann.

5.1.4.1.2.2 Totholz

Totholz oder besser Biotopholz trägt wesentlich zur Artenvielfalt (Insekten, Vögel, höhere Pilze, etc.) in den Wäldern bei (ALBRECHT, 1991; PFARR & SCHRAMMEL, 1991; NATIONALPARK BAYERISCHER WALD, 1991). Der Totholzvorrat kann mit gewissen Einschränkungen als Indikator für Naturnähe und Reife von Waldbeständen betrachtet werden, zur ökologischen Beurteilung sind aber auch Angaben zu den totholzliefernden Baumarten, zu Holzdimensionen, Milieufaktoren und Zersetzungsgraden notwendig (ALBRECHT, 1991, RAUH & SCHMITT, 1991).

In Österreich wird die erste großräumige Totholzinventur auf permanenten Dauerbeobachtungsflächen seit 1992 von der ÖWI durchgeführt. Sie soll Informationen über den ökologischen „Reifegrad“ der Waldbestände liefern. Dabei wird das Totholz in allen Wäldern außer in Schutzwäldern außer Ertrag und Holzboden außer Ertrag (z. B. Holzlagerplätze oder Wildäcker) aufgenommen.

Die Totholzaufnahme bei der ÖWI erfolgt auf einer Kreisfläche von 300 m². Erfast werden stehende Dürrlinge, tote liegende Holzgewächse, Schlagrücklaß, oberirdische Teile von Wurzelstöcken, vergessene Holzhaufen oder Bloche, an denen schon Vermoderung feststellbar ist, und dürre, nicht mehr ausschlagfähige Stöcke.

Im Folgenden wird exemplarisch die Methodik der Totholzaufnahme beschrieben, wie sie in der ÖWI und im Hemerobie-Projekt (GRABHERR & KOCH, 1993) angewendet wird.

Parameter der Totholzaufnahme

Für das Totholz unter 20 cm Durchmesser an der stärksten Stelle wird die Flächenüberdeckung bzw. die Totholzmenge geschätzt.

Tab. 53: *Deckungsklassen für die Totholzerfassung unter 10 cm Durchmesser (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995; KOCH, 1994).*

Menge	Deckung der Probefläche
wenig	bis 3 %
mittel	3-10 %
viel	11-50 %
sehr viel	> 50 %

Bei Totholz über 10 cm Durchmesser an der stärksten Stelle erfolgt eine Anschätzung des Volumens durch Bestimmung der Länge des Totholzes und des Mitteldurchmessers. Über eine Hilfstabelle wird das Volumen auf 1/100 m³ (10 Liter) genau geschätzt. Für Stöcke über 10 cm Durchmesser wird das Volumen mittels der „10-Liter-Kübel-Schätzung“ festgestellt:

Ein Zehnliter-Eimer hat das Volumen von $1/100 \text{ m}^3$. Mit der Vorstellung dieser Größe, werden Stöcke und Totholzstücke auf $1/100 \text{ m}^3$ genau angeschätzt (Wieviel Eimer passen in das Totholzstück?).

Tab. 54: Hilfstabelle zur Anschätzung des Totholzvolumens mittels Länge und Mittendurchmesser (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995).

Volumenschätzung des Totholzes ab 10 cm Durchmesser Tafelwerte = $1/100 \text{ m}^3$ (10 l)											
Länge	Mittendurchmesser (cm)										
m	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	80
1	2	3	5	7	10	13	16	20	28	38	50
2	4	6	10	14	19	25	32	39	57	77	101
3	5	9	15	21	29	38	48	59	85	115	151
4	7	13	20	28	38	50	64	79	113	154	201
5	9	16	25	35	48	63	80	98	141	192	251
6	11	19	29	42	58	75	95	118	170	231	302
7	12	22	34	49	67	88	111	137	198	269	352
8	14	25	39	57	77	101	127	157	226	308	402
9	16	28	44	64	87	113	143	177	254	346	452
10	18	31	49	71	96	126	159	196	283	385	503

Für Totholz über 10 cm Durchmesser wird der Prozentanteil an anthropogenem Totholz (Trennfläche mit Säge- oder Axtspuren vorhanden) und natürlichem Totholz unterschieden.

Bei Totholz über 20 cm Durchmesser wird der Zersetzungsgrad in einer 4teiligen Skala angegeben (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995; KOCH, 1994):

Tab. 55: Klassen des Zersetzungsgrades für die Totholzansprache.

Merkmal	Projekt
Totholz hart (frisch)	ÖWI, Hemerobie, NP-Kalk
peripherer Stammbereich weich, Zentrum hart	ÖWI, Hemerobie, NP-Kalk
peripherer Stammbereich hart, Zentrum weich	ÖWI, Hemerobie, NP-Kalk
Holz vermodert, durchgehend weich	ÖWI, Hemerobie, NP-Kalk
lose Rinde	NP-Kalk
ohne Rinde	NP-Kalk

In der Stichprobeninventur des Nationalparks Kalkalpen werden zusätzlich die Todesursache der Bäume (Konkurrenz, Schnee- oder Windbruch, Windwurf, Verbiß oder Fegung, Insektenbefall, neuartige Waldschäden, unbestimmbar) und die Totholzlage (stehend, liegend, hängend) erhoben (ECKMÜLLNER et al., 1994).

Die Erfassung des Totholzes wird im Unterschied zu vegetationskundlichen Daten in größeren Erhebungsintervallen durchzuführen sein. Totholz fällt nicht kontinuierlich an, und seine

Verweildauer kann mehrere Jahrzehnte andauern. Außerdem sind die Methoden der Totholzerfassung in der Regel umfangreich, und die Kartierung benötigt einen vergleichsweise hohen Zeitaufwand. KOOP (1991) empfiehlt für die koordinative Erfassung der toten Bäume mit einem Brusthöhen-Durchmesser von mehr als 5 cm ein zeitliches Intervall von zehn Jahren. Zugleich sollen jedoch abrupte Änderungen wie Windwürfe gleichzeitig mit der Aufnahme der Bodenvegetation alle drei Jahre erfolgen. Die „Projektgruppe Naturwaldreservate“ in Deutschland gibt in ihrem Erhebungskatalog ebenfalls ein Intervall von zehn Jahren an, jedoch erst ab einem Durchmesser >25 cm am dickeren Ende. In diesem Monitoringverfahren werden die liegenden Stämme (>25 cm) koordinativ eingemessen (THOMAS et al., 1994).

5.1.4.1.3 Standörtliche Parameter

Der Erfassung von standortkundlichen Parametern erfolgt mit sehr unterschiedlicher Intensität und ist von der jeweiligen Fragestellung und Zielsetzung des Monitorings abhängig. Zur Grunddatenerfassung von vegetationskundlich ausgerichteten Biomonitoring zählt die Aufnahme von Seehöhe, Exposition, Neigung, Reliefform (teils differenziert in Mikro-, Meso- und Makrorelief), Humustyp, Bodentyp und geologischem Substrat. Eines der Hauptprobleme bei der Erfassung und Auswertung von Standortparametern ist die schlechte Vergleichbarkeit der terminologischen Begriffe. So werden z. B. für das geologische Substrat im einen Fall nur der Überbegriff „Phyllit“ angegeben, während in standörtlich feiner differenzierten Erhebungen zwischen verschiedenen Phyllitarten unterschieden wird (z. B. Graphitphyllit, Kalkphyllit, etc.).

Der Boden beeinflusst durch seinen Zustand andere Kompartimente des Ökosystems Wald maßgeblich, weshalb Bodenuntersuchungen eine notwendige Grundlage für die Interpretation vieler Untersuchungsergebnisse sind (THOMAS et al., 1994). Die Kombination von bodenkundlichen und vegetationskundlichen Erhebungen wird vor allem für die Erfassung von diversen Umwelteinflüssen angewendet (Stickstoffeintrag, Nährstoffeintrag, Dünge- und Nutzungseinflüsse, etc.). Eine zentrale Fragestellung ist häufig die Veränderung der Standortverhältnisse durch die auf das Ökosystem wirkenden Luftverunreinigungen und die unterschiedliche Pufferwirkung des Waldökosystems in bestimmten Zeitintervallen (KUHN et al., 1987; THIMONIER et al., 1994; FALKENGREN-GRERUP & TYLER, 1991 u. a.). Für ein Biomonitoringsystem in naturnahen Waldökosystemen empfehlen THOMAS et al. (1994) eine Grundlagenerhebung (Bodenformenkarte, Bestimmung bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter) und Wiederholungsuntersuchungen, in denen u. a. pH-Wert, Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Humus und Mineralboden analysiert werden. Auch die Analyse der Bodenfauna durch Bodenproben oder Bodenphotoelektroden sind für ein entsprechendes Monitoring-Projekt geeignet (THOMAS et al., 1994).

Die detaillierteste Erfassung von Bodenparametern in österreichischen Monitoringprojekten in Waldökosystemen erfolgt in der Waldbodenzustandsinventur (WBZI; ENGLISCH, 1992) und in der Naturraumstichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen (ECKMÜLLNER et al., 1994; KATZENSTEINER, 1995).

Die WBZI wurde erstmals in den Jahren 1988 bis 1991 auf 514 identen Flächen des Waldschaden-Beobachtungssystems durchgeführt, welche ein Subsample der Dauerprobeflächen der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) darstellen. Die Hauptziele sind die einheitliche Dokumentation des aktuellen Bodenzustandes, die lang- und mittelfristige Beobachtung von Veränderungen sowie eine umfassende und interdisziplinäre Sammlung von Datengrundlagen über den Waldboden in Österreich (KILIAN, 1992). Daneben werden in diesem Monitoringprojekt auch pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt (KARRER, 1992). Die Bodenproben werden bei drei koordinativ bekannten Probebäumen außerhalb des Probekreises von 30 m Radius gewonnen. Dabei wird je eine Profilgrube ausgehoben und eine Humusprobe gewonnen (siehe Abb. 94). Auf Standorten ohne Probebäumen erfolgt die Bodenprobenentnahme an drei Stellen im Radius von 10 m um den Probeflächenmittelpunkt.

In der Naturraumstichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen werden zusätzlich zu den schon genannten Parametern die detaillierten Reliefformen (Makro-, Meso- und Mikrorelief), die Bodenerosion und -degradation, natürliche und anthropogene Einflüsse auf den Boden (Wanderwege, Windwurfteiler, etc.), Felsanteil sowie wildökologischer Bestandestyp nach REI-MOSER (1995) erfaßt. Die Parameter werden hier auf Kreisflächen mit einem Radius von > 30 m (z. B. Makrorelief), 30 m (z. B. Mesorelief) und 10 m (z. B. Bodenmerkmale) aufgenommen (ECKMÜLLNER et al., 1994). Für die Ansprache von Humus und Oberboden erfolgen drei Spateneinstiche je Probefläche, für den Unterboden wird eine Schlagbohrerprobe gewonnen (siehe Abb. 93).

5.1.4.2 Stichprobendesign, Stichprobenauswahl

Bei der Beschreibung des Raums in bezug auf seine Vegetation ist einer der entscheidendsten Faktoren die Festlegung der Stichprobenpunkte. Der Stichprobenpunkt kann entweder subjektiv oder objektiv gewählt werden.

Das Stichprobendesign beschäftigt sich mit der räumlichen Verteilung der Stichproben (eine Stichprobe umfaßt eine oder mehrere Probeflächen) im Untersuchungsgebiet. Die Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen kann subjektiv erfolgen.

5.1.4.2.1 Die subjektive Stichprobenauswahl

Die subjektive Stichprobenauswahl hat den Vorteil, daß bestimmte Vegetationseinheiten gezielt ausgewählt und die Flächen in homogene Bestandeseinheiten gelegt werden können. Sie ist daher vor allem bei pflanzensoziologischen Fragestellungen von Vorteil. Die Untersuchungen konzentrieren sich z. B. auf die Erforschung spezieller Waldökosysteme (z. B. Sukzessionsforschung) oder lokal oder regional vorhandener Beeinflussungen (z. B. auch Düngungsexperimente). Bei der subjektiven Stichprobenauswahl kann es auch darum gehen, repräsentative Stichproben zu erfassen, etwa verschiedene Seehöhen im Gebirge (HERMAN & SMIDT, 1994) oder wichtig erscheinende Buchenwaldgesellschaften (THOMAS et al., 1995). Das Beispiel der Waldschadensforschung der FBVA im Raum Achenkirch (HERMAN & SMIDT, 1994) zeigt, daß stark intensivierte Erhebungen sinnvollerweise auf einen relativ kleinen, repräsentativen Raum beschränkt bleiben. Optimal ist in diesem Fall natürlich die Kombination mit großflächigen Untersuchungen.

Ein Nachteil dieser Methode ist die möglicherweise unvollständige Erfassung aller verfügbaren Vegetationseinheiten, besonders dann, wenn es um die Erfassung der potentiell natürlichen Waldgesellschaften geht.

Untersuchungen zur allgemeinen, ökologischen Umweltbeobachtung werden sehr häufig in Naturwaldreservaten und Nationalparks durchgeführt, da in solchen Reservaten die direkten anthropogenen Störungen minimal sind (ZUKRIGL, 1990; THOMAS et al., 1995). Das Fehlen anthropogener Beeinflussungen ist auch für die Erforschung natürlicher Vegetationsentwicklungen (FISCHER, 1992) bzw. allgemein für vegetationskundliche Untersuchungen sowie für waldbauliche Grundlagenforschung von Vorteil (ZUKRIGL, 1991; KNAPP & JESCHKE, 1991). Schließlich sind Nationalparke und Naturwaldreservate für vegetationskundliche Dauerbeobachtungen auch darum besonders geeignet, weil hier die Erhaltung ungestörter Untersuchungsflächen langfristig gesichert ist (FISCHER, 1992).

In den derzeit installierten Naturwaldreservaten Österreichs wurde die Stichprobenwahl durchwegs subjektiv getroffen mit dem primären Ziel, sämtliche Entwicklungsphasen und homogenen Vegetationseinheiten zu erfassen. Sofern in österreichischen Naturwald- oder Urwaldreservaten permanente Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet sind, ist das Stichprobendesign nicht nach einer einheitlichen Richtlinie eingerichtet. Ein Arbeitskreis im Rahmen des COST-Aktion E4-Programmes (European cooperation in the field of scientific and technical

research) arbeitet jedoch seit 1996 an der Errichtung eines Europäischen Netzes von Waldschutzgebieten und einem einheitlichen System der Probeflächenmethodik. Eine randliche Pufferzone kann bei Untersuchungen in Naturwaldreservaten sinnvoll sein, damit Einflüsse von außen vermindert werden (ROTH, 1978).

5.1.4.2.2 Rasternetzverfahren

Eine für Dauerbeobachtungsflächen gerne empfohlene Stichprobenauswahl ist die Rasternetzmethode. Es handelt sich um eine unabhängige und objektive Stichprobenauswahl, die sich vor allem für die Erhebung statistischer Kenngrößen eignet (z. B. Kronenverlichtung, Holzzuwachs, Störungszeigerverteilung, etc.). Sie hat den Vorteil, daß der Kartierer unbeeinflusst von seinem subjektiven Empfinden Probeflächen auswählt.

Wenig geeignet ist die rastermäßige Verteilung von Probeflächen, wenn Vegetationsaufnahmen pflanzensoziologisch ausgewertet werden sollen. Durch die zufällige Stichprobenlage können die Flächen Inhomogenitäten aufweisen (z. B. Grenzbereich von zwei Waldgesellschaften) oder anthropogen gestört sein (z. B. Forstweg in der Probefläche). Die bundesweite Verteilung der Stichproben auf festgelegten Rasternetzen hat eine hohe Probeflächenzahl und einen großen Erhebungsaufwand zur Folge. Die Beispiele ÖWI und WBZI der FBVA machen dies deutlich.

In einem Großteil der Monitoringprojekte wird ein regelmäßiger Raster für die Stichprobenauswahl gewählt. Dieses Verfahren hat den Vorteil eines einfachen Stichprobendesigns ohne größere Vorarbeiten. Die Einrichtung im Gelände erfolgt über eine Einmessung mit Bussole und Maßband, bei punktgenau georteten Probeflächen auch mit vermessungstechnischen Präzisionsgeräten. Zum Wiederauffinden der Probeflächen wird empfohlen eine genaue Lage-skizze anzufertigen (ECKMÜLLNER et al., 1995, FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995). Die Verjüngungsinventuren (ÖBF, Landesforstdirektion Tirol) arbeiten mit Rasternetzverfahren, da objektive und einheitliche Ergebnisse gefragt sind. Die Aufnahme der Verjüngung erfolgt aber z.T. nur in Waldbeständen, die aus waldbaulicher Sicht als verjüngungsnotwendig definiert werden.

Die Rastergröße ist sehr variabel und hängt von der Größe des Untersuchungsgebietes, den Wiederaufnahmezyklen und den finanziellen und personellen Rahmenbedingungen ab. Eine Großrauminventur wie die ÖWI, welche die gesamte Waldfläche Österreichs repräsentativ abdeckt, verwendet einen Raster von 3,89 km (Inventur, 1992-1996) und erhebt in einem Intervall von 5 Jahren jährlich 1.100 Stichproben (Trakte; Abb. 87).

Der Stichprobenaufbau bei der Waldinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995) und im Hemerobieprojekt (KOCH & KIRCHMEIR, 1997) ist zweidimensional. Eine Strichprobe entspricht einem Schnittpunkt von Quadratrasterlinien im Abstand von 2,75 km bzw. 3,89 km, welche über das gesamte Bundesgebiet gelegt wurden (Abb. 87). Diese Punkte werden durch Koordinaten des Gauß-Krüger-Systems beschrieben. Der eingemessene Stichprobenpunkt ist zugleich der südöstliche Trakthauptpunkt eines vier Hektar großen, quadratisch angelegten Inventurtraktes. Die Traktseiten (200 m) sind in Nord-Süd- bzw. Ost-West-Richtung orientiert. Die Codierung der Trakte erfolgt mit einer sechsstelligen Zahl, welche dem Rechts- und Hochwert im Koordinatensystem entspricht (Abb. 93).

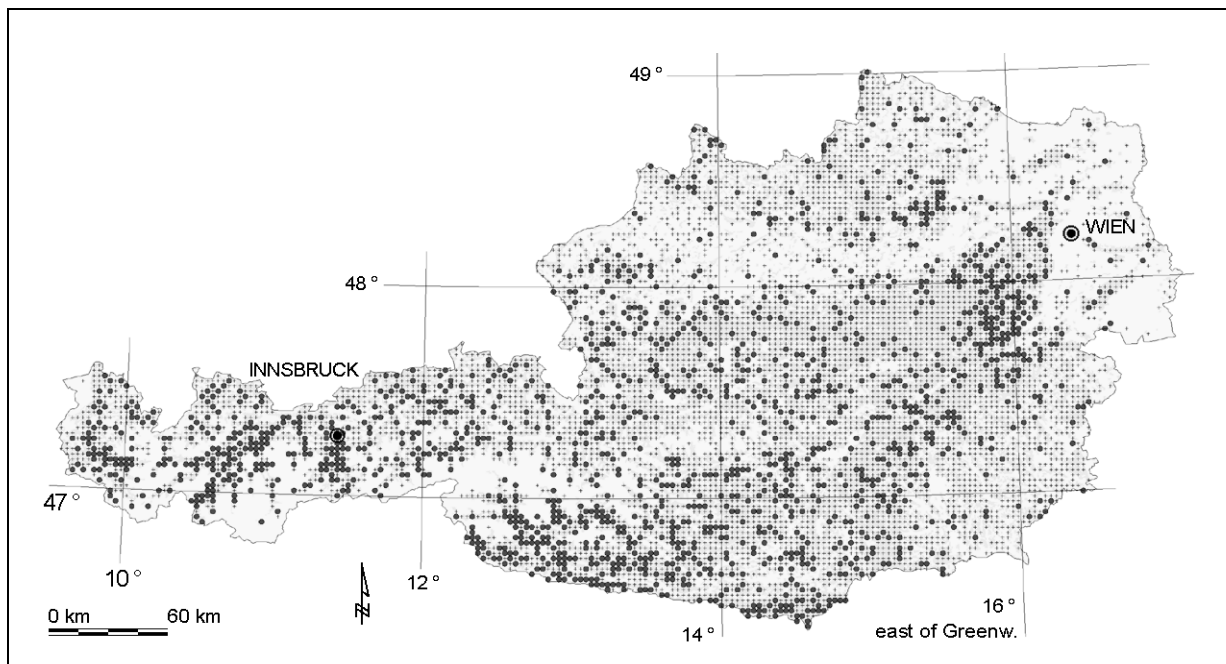


Abb. 87: Karte der Stichprobenverteilung für die Trakte der Österreichischen Waldinventur (Kreuz- und Punktsignatur) und die Stichproben des Hemerobieprojektes (Punktsignatur) (GRABHERR et al., 1997).

Wesentlich weitere Maschennetze für Rasterstichprobenerhebungen werden im Rahmen der Waldschadenskartierung und -beobachtung angewendet (THOMAS et al., 1994, STEFAN, 1995). Der Stichprobenraster für das Bioindikatornetz in Österreich und die Waldschadenserhebung in Deutschland beträgt jeweils 16 x 16 km. Ein weites Rasternetz von 8,7 x 8,7 km wird auch in der Bodenzustandsinventuren angewendet (ENGLISCH et al., 1992). Das regionale Projekt der Naturrauminventur im Nationalpark Kalkalpen verwendet einen Quadrat-raster von 300 m, wobei die Punkte über Infrarotbilder oder mittels GPS aufgesucht werden (ECKMÜLLNER, 1995). Ein sehr lokal ausgerichtetes Projekt ist das europaweite UNO-Programm des „Integrated Monitoring“, welches in Österreich auf einer Fläche von 1 km² im Reichraminger Hintergebirge installiert wurde (MIRTL, 1996). Auf dieser Fläche am „Zöbelboden“ wurde ein Raster von 70 x 70 Meter vermessen und eingerichtet.

Schließlich kann es auch sinnvoll sein, bei der Flächenauswahl auf die Verknüpfungsmöglichkeit mit bestehenden Meßnetzen zu achten (THOMAS et al., 1995). In österreichischen Projekten bestehen vor allem flächenidentische Erhebungen mit dem Stichprobennetz der Österreichischen Waldinventur (ENGLISCH et al., 1992; REITER & KIRCHMEIR, 1997; NEUMANN & SCHADAUER, 1990).

Transekte

Mit Hilfe von Transekten können mögliche standörtliche Abweichungen, z. B. in natürlichen Sukzessionen, dokumentiert werden (FISCHER, 1992; WOLF, 1991). Transekte, kombiniert mit einem regelmäßigen Raster, haben den Vorteil, daß Entwicklungstendenzen aller Bestandesschichten am selben Ort erfaßt werden. Dadurch können die einzelnen Probestflächen kleiner konzipiert werden, während getrennte Stichproben für die Erfassung der Entwicklungsphase eines Waldes eine Mindestgröße von jener einer Einzelphase erreichen müssen (PFADENHAUER et al., 1986; PETER & GRABHERR, 1989; FISCHER, 1992).

Auch von der PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE (1993) und THOMAS et al. (1994) wird für das Stichprobendesign in Naturwaldreservaten Deutschlands ein kombiniertes

System aus systematischen Gitternetzlinien mit Probeflächen auf den Schnittpunkten und Transekten innerhalb des Rasters, für die Erfassung von geobotanischen Parametern, empfohlen.

Die Anlage von Transekten erfolgt in der Regel normal zu den Höhengschichtenlinien, also in der Fallrichtung (ZUKRIGL, 1990; PFADENHAUER et al., 1986). Die Transekte sollen wenn möglich Grenzen von Standorts- und Vegetationseinheiten erfassen (Abb. 88).

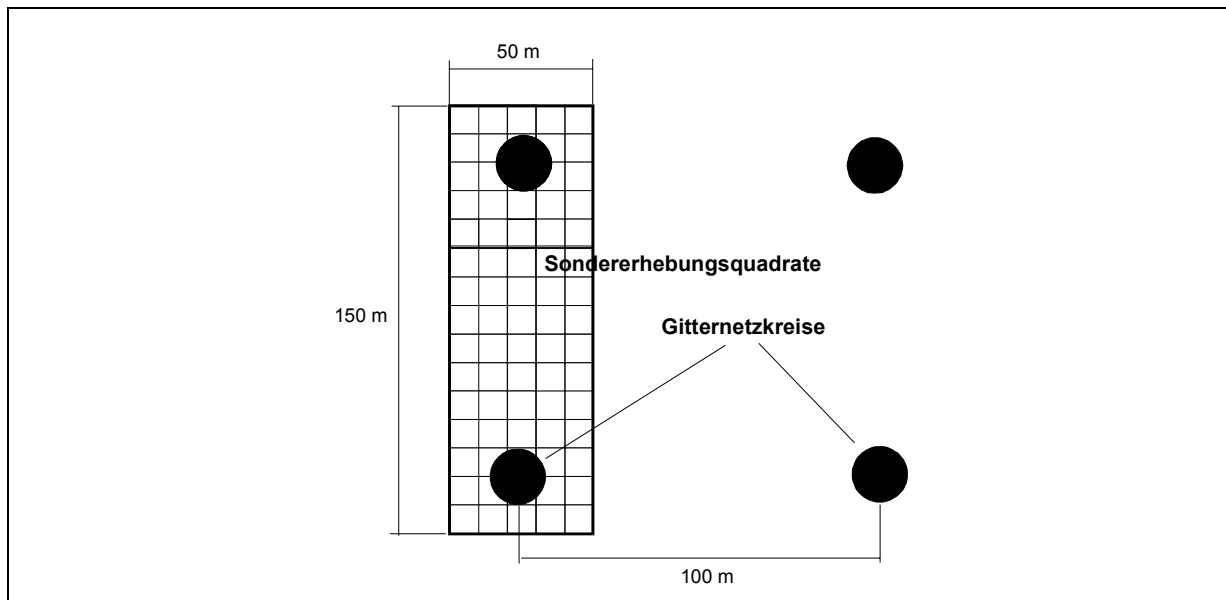


Abb. 88: Vorschlag des Stichprobendesigns auf Transektbasis für Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten (THOMAS et al., 1994).

5.1.4.2.3 Stratifizierte Stichprobenverfahren

Eine wesentlich gezieltere Auswahl von Stichproben als mit dem Rasternetzverfahren kann durch eine Vorstratifizierung des untersuchten Raumes erfolgen. Dieser Vorgang des Zergliederns nach festgelegten Kriterien schafft homogene Räume auf einer durch die Skalierung bzw. Klassifizierung der Kriterien festgelegten Hierachiestufe (REITER & KIRCHMEIR, 1997). Ein probates Hilfsmittel zum Stratifizieren ist ein Geoinformationssystem. Dieses auf die Ein- und Ausgabe räumlicher bzw. den Raum beschreibender Daten spezialisierte Datenbanksystem gibt uns die Möglichkeit, die Gliederung des Raums in die geforderten homogenen Einheiten zu bewerkstelligen.

Eine stratifizierte Stichprobenauswahl stellt eine Kombination von systematischer und zufälliger Stichprobenverteilung dar. Es werden die Vorteile beider Methoden genutzt und das Ergebnis hat bei einer gleichen Anzahl von Stichproben eine höhere Aussagegenauigkeit. Die für eine stratifizierte Stichprobenauswahl nötige Vorbereitung ist wesentlich zeit- und materialintensiver als eine reine Zufallsentnahme oder eine einfache systematische Rasterstichprobenverteilung. Trotzdem erweist sich die Methode als vorteilhaft, weil die Vorbereitungen in der Vegetationsruhezeit erfolgen können, und die teure, zeitlich limitierte Freilandarbeit effizienter genutzt wird (REITER & KIRCHMEIR, 1997).

Die speziellen Fragestellungen im Hemerobie-Projekt (GRABHERR et al., 1995) erforderten den Entwurf eines aufwendigen Stichproben-Designs, welches folgenden Anforderungen entsprechen mußte:

- Innerhalb von drei Jahren sollten im vorgegeben finanziellen Rahmen (max. fünf Kartierungsteams je Erhebungsperiode) Daten für ein österreichweit gültiges Ergebnis erhoben werden.

- Das Ergebnis sollte jedoch nicht nur die relativen Anteile der österreichischen Waldfläche an den jeweiligen Hemerobiestufen darstellen, sondern auch Aussagen über die räumliche Verteilung dieser Flächen ermöglichen.
- Eine weitere, wichtige Vorgabe war die Zusammenarbeit mit der Österreichischen Waldinventur. Um einen Datenaustausch zu ermöglichen, war es notwendig, sich auf die Waldinventurtrakte (2,75 km Raster) und ihre Probeflächen zu beziehen. Da der oben genannte zeitliche und finanzielle Rahmen es aber nicht zuließ, alle Stichproben der Waldinventur (7.373 permanente und temporäre Trakte) zu erheben, war es notwendig, eine gezielte Auswahl zu erstellen (siehe Abb. 87).

Ziel der stratifizierten Stichprobenentnahme war es, die Grundgesamtheit (österreichische Waldfläche) in homogene Teilflächen (Straten) zu zergliedern und diese getrennt zu beproben. In diesem Fall wurde mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (ARC-INFO) die österreichische Waldfläche in homogene Straten gegliedert, wobei folgende thematische Karten Grundlagen eingebracht sind:

- Wuchsbezirksgliederung (MAYER, 1974; corr. KILIAN et al., 1994)
- Höhenstufenkarte (HEMGIS)
- Expositionskarte (HEMGIS)
- Klimagruppenkarte (BOBEK et al., 1971; corr. in HEMGIS).

Diese Karten wurden miteinander verschnitten, wodurch 2.791 homogene Straten entstanden sind. Aus der Zahl der zur Verfügung stehenden Waldinventurtrakte wurden schließlich durch eine Zufallsauswahl Probeflächen aus jedem Stratum gewählt. Die Anzahl der Stichproben je Stratum wurde durch eine Varianzanalyse der bekannten Standortdaten je Probefläche (Österreichische Waldinventur 1986/90) ermittelt (Gründigkeit, Bodenwasserhaushalt, Humushorizont, etc.). Dieses Auswahlverfahren ergab ein Stichprobensample von 1.597 Waldinventurtrakten, die sich wiederum aus 4.892 Probeflächen zusammensetzen.

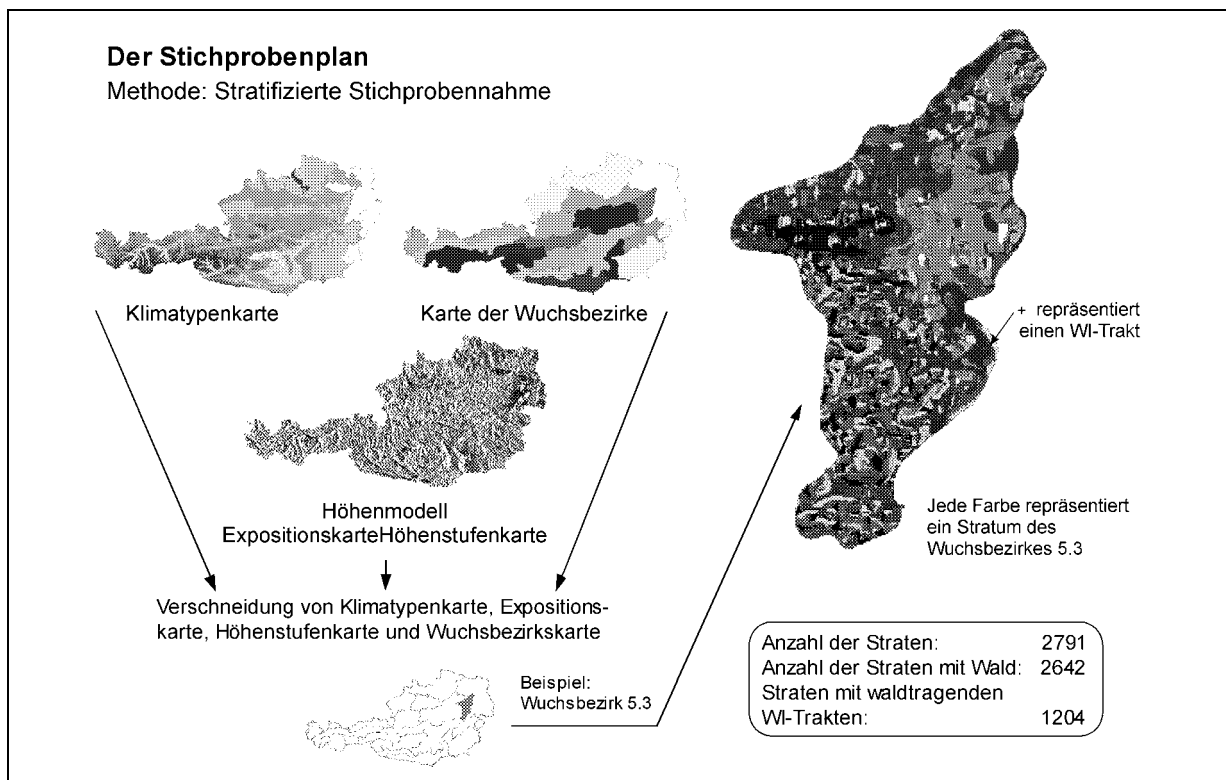


Abb. 89: Stichprobendesign mittels eines stratified-random-sampling (REITER & KIRCHMEIR, 1997).

5.1.4.3 Probeflächendesign

In Wäldern ist die vertikale Komponente der Biomasseverteilung der charakteristische Merkmalskomplex, der edaphisch und klimatisch bedingte Abfolgen verschiedener Pflanzengemeinschaften überlagert und für Dauerbeobachtungsflächen eigene Verfahren notwendig macht. Besonders in der Naturwaldforschung soll die Form, Größe und Unterteilung der Dauerbeobachtungsflächen so gewählt werden, daß Entwicklungen von mehr oder minder naturnahen, aber trotzdem forstlich geprägten Waldparzellen zu Urwäldern möglichst genau und umfassend dokumentiert werden können (PFADENHAUER et al., 1986). Nach ALBRECHT (1990) ist die Probeflächengestaltung wegen der gemeinsamen Bezugsbasis, welche sie für unterschiedliche Forschungsdisziplinen über einen langen Zeitraum bildet, besonders wichtig.

Je nach Schwerpunkt der Untersuchung, vor allem in Abhängigkeit von der untersuchten Pflanzengruppe (Bäume, Kräuter, Moose) bzw. von der jeweiligen Waldgesellschaft, sind unterschiedliche Mindestflächen erforderlich. Wenn die Untersuchung auf eine vollständige Erfassung der Baumschicht und der Baumartenkombination abzielt, so werden besonders in potentiell natürlichen Waldgesellschaften mit mehr als einer charakteristischen Baumart Probeflächen von über 300 m² erforderlich sein (DIERSCHKE, 1994; KOCH, 1994; FISCHER, 1995). In Waldtypen mit einem sehr lokalen Vorkommen und einer kleinflächigen Ausdehnung wie zum Beispiel in Naßgallenerlenbrüchen kann eine Maximalgröße bereits von Natur aus vorgegeben sein. In Waldgesellschaften mit einer großflächigen Verbreitung und mehreren subdominanten und beigemischten natürlichen Baumarten wird eine möglichst große Probefläche zu wählen sein, um das gesamte charakteristische Artenspektrum zu erfassen. Da in Waldökosystemen meist die Gesamtheit aller Vegetationsschichten erhoben und untersucht wird, hat sich in Österreich eine Kompromißgröße von 400 bis 600 m² eingebürgert. Bei der Beobachtung der Entwicklungen von mehr oder minder naturnahen, aber trotzdem forstlich geprägten Waldparzellen zu Urwäldern soll sich die Abmessung der Dauerflächen an Gestalt und Fläche räumlich benachbarter Entwicklungsphasen im mitteleuropäischen Urwald orientieren, wobei deren Fläche zwischen 0,5 und 1 ha variieren dürfte (PFADENHAUER et al., 1986).

Bei der Analyse der Bodenvegetation andererseits kann eine zu große Fläche zu Inhomogenitäten im Vegetationsmuster führen, wodurch eine pflanzensoziologische Bearbeitung erschwert wird. Dies gilt insbesondere für statistisch festgelegte Untersuchungsflächen. Es ist aber auch zu bedenken, daß sich auf kleinen Untersuchungsflächen kleinräumige Variationen und Fluktuationen sehr stark auswirken (THOMAS et al., 1994). Zur Erfassung von großräumigen und langfristigen Veränderungen in der Bodenvegetation empfehlen THOMAS et al. (1994) eine Dauerflächengröße von 250 m².

Bei Sukzessionsstudien ist darauf zu achten, daß mit zunehmender Flächengröße die Wahrscheinlichkeit steigt, mehr als ein Sukzessionsstadium pro Fläche zu erfassen. Auf Buchenwald-Kahlschlägen z. B. können auf 8 x 8 m² großen Flächen zwei Phasen nebeneinander vorkommen (DIERSCHKE, 1988).

Für das sehr komplexe Untersuchungsprogramm in deutschen Naturwaldreservaten werden 1.000 m² große Kreise (R = 17,84 m) an den Rasterpunkten empfohlen, in denen die meisten Untersuchungen durchgeführt werden (THOMAS et al., 1994, Abb. 90). Innerhalb dieser Kreise kann es je nach Fachdisziplin (z. B. für die Verjüngungsanalyse) speziell definierte Satellitenkreise geben. Die geobotanischen Untersuchungen werden in einem Transekt von 150 x 50 m innerhalb der Haupt-Vegetationseinheit liegend durchgeführt. Für detaillierte Untersuchungen, wie z. B. die zeitliche Variabilität der Bodenvegetation, werden im Transekt 10 x 10 m Raster eingerichtet (siehe Abb. 88).

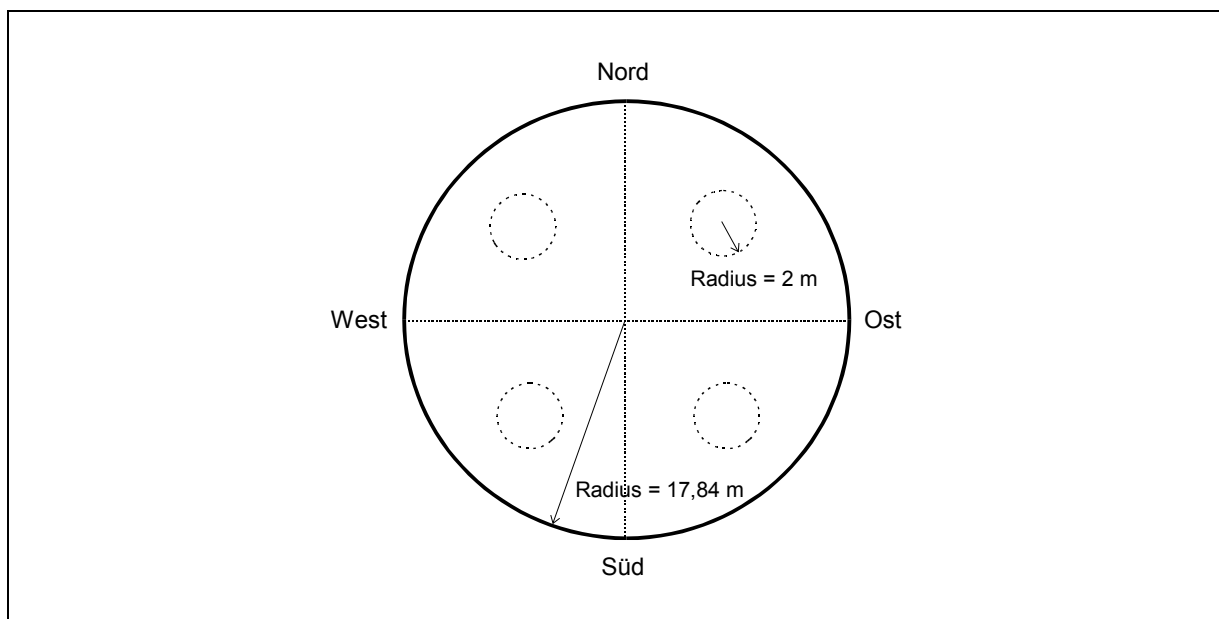


Abb. 90: Gitternetzkreis mit Satellitenkreisen als Monitoringfläche in Naturwaldreservaten Deutschlands (THOMAS et al., 1994).

In Monitoringprojekten mit der Zielsetzung, Wild- oder Weideschäden an der Baumverjüngung festzustellen und die Veränderung durch ein Kontrollsystem darzustellen, ist es sinnvoll, Probestflächenpaare mit und ohne Zäunung einzurichten (LISS, 1989; REIMOSER, 1989, 1996). Die Abb. 91 zeigt den Probestflächenaufbau, wie er für das Kontrollzaunsystem in Vorarlberg und Salzburg angewendet wird (REIMOSER, 1996). Die Dauerbeobachtungsflächen befinden sich auf verjüngungsnotwendigen Waldstandorten und werden auf vergleichbaren Standorten in einem Abstand von 5 bis 20 m errichtet. Handelt es sich um beweidete Flächen, so wird zusätzlich eine Weide-Kontrollzaunfläche (12 x 12 m) errichtet. Die Probestflächen haben eine Fläche von 6 x 6 m, die Aufnahme der Baum- und Straucharten erfolgt auf einer Fläche von 5 x 5 m. Je 50 Hektar Waldfläche wird ein Vergleichsflächenpaar eingerichtet.

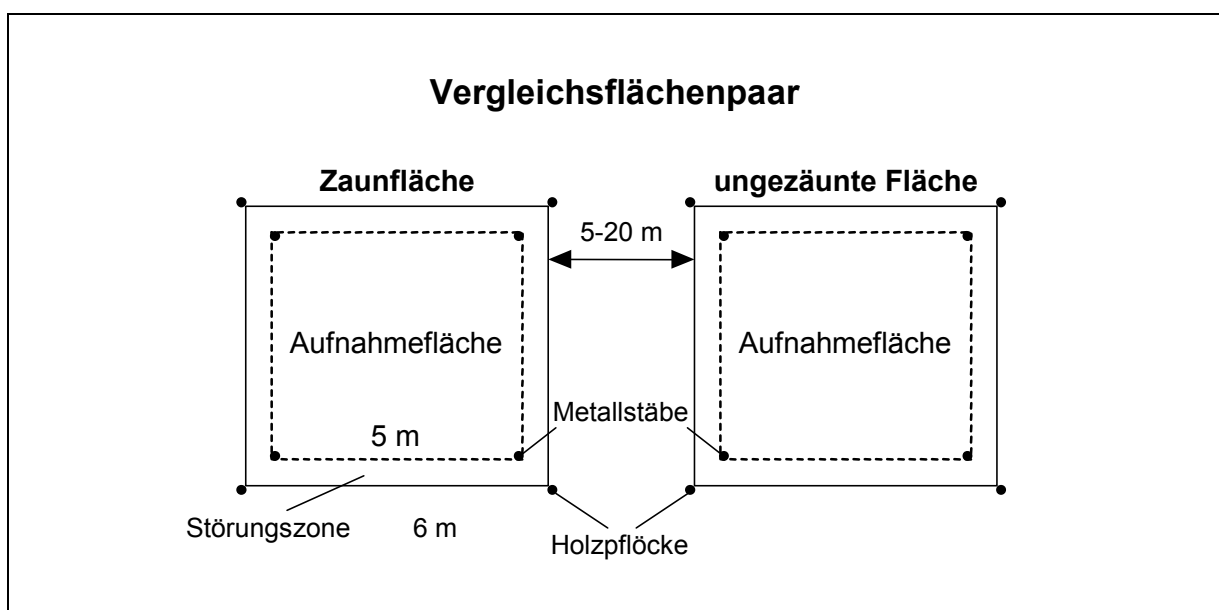


Abb. 91: Dauerprobestfläche für Verbiß-Kontrollmonitoring nach REIMOSER (1996).

Für die spezifischen Fragestellungen wäre eine standardisierte Aufnahmemethodik mit mehr oder weniger einheitlichen Probeflächengrößen ideal, damit die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungen vergleichbar wären. In der Praxis variiert die Flächengröße für pflanzensoziologische Waldaufnahmen zwischen 100 m² und 625 m². Ebenso hat sich für die Aufnahme der Verjüngung noch keine einheitliche Flächengröße durchgesetzt. Ein positives Beispiel sind in dieser Hinsicht die Österreichischen Waldinventur und das Hemerobie-Projekt, deren Probeflächendesign weitgehend übereinstimmt.

5.1.4.3.1 Vergleich des Probeflächenaufbaus in der Österreichischen Waldinventur und im Hemerobieprojekt

Für die Datenerfassung entscheidend sind die Probeflächen, welche in den vier Eckpunkten des Traktes angeordnet sind. Im Design weichen die Flächen der Hemerobiekartierung teilweise von jenen der Waldinventur ab. Für die Waldinventur wird zur Beurteilung der Bestands- und Standortmerkmale eine starre Kreisfläche von 300 m² (Radius 9,77 m) herangezogen, deren Mittelpunkt der Trakteckpunkt ist (siehe Abb. 92). Diese Kreisfläche wird für die Verjüngungs- und Totholzaufnahme sowie die Erfassung der Wildbeeinflussung auch im Hemerobieprojekt verwendet. In der ÖWI werden zusätzlich in einem starren Probekreis von 21 m² alle Bäume mit einem BHD von 50-104 mm aufgenommen.

Für die vegetationsökologischen Erhebungen im Hemerobieprojekt wurde eine quadratischen Probefläche von 625 m² (25 m Seitenlänge) gewählt. Auf dieser Probefläche wurden die Vegetationsaufnahme und Hemerobiekriterien erhoben. Für diese zusätzliche Probefläche waren die folgenden Gründe ausschlaggebend:

- Für die gesamte Erfassung der Gehölze in den Baumschichten ist die Kreisfläche von 300 m² zu klein.
- Die Ausscheidung von Waldentwicklungsphasen (MAYER, 1976, 1984; MAYER et al., 1987; etc.) ist auf 300 m² nicht möglich.
- Die Abgrenzung von quadratischen Probeflächen ist einfacher durchzuführen und ermöglicht einen besseren Überblick bei der Vegetationsaufnahme.

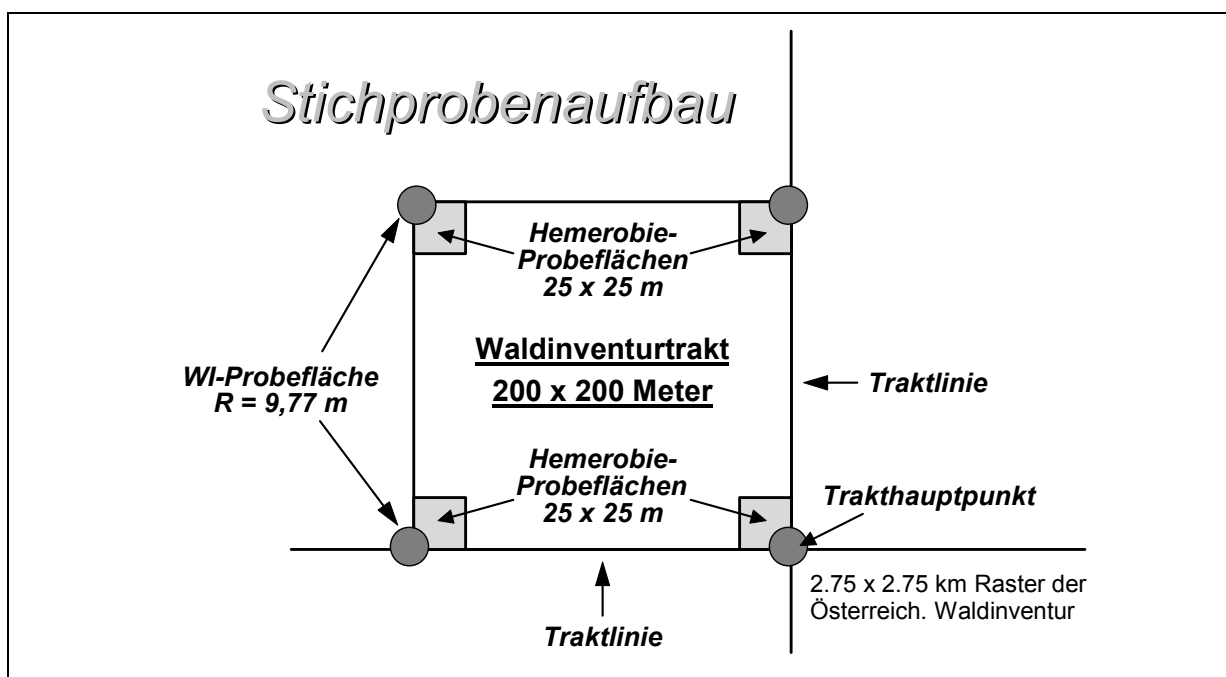


Abb. 92: Aufbau der Stichprobentrakte und Probeflächen.

Die Traktlinie ist die Außengrenze des Traktes und verbindet die vier Dauerbeobachtungsflächen (Abb. 92). Die ÖWI führt entlang der Traktlinie eine Wegeinventur in Form einer Linien-Schnittpunkterhebung durch (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995).

Die Auffindung der Trakte erfolgt mit Hilfe von Einmeßprotokollen, Katasterplänen, topographischen Karten (ÖK 1:50.000) und, soweit erforderlich, mit Luftbildkarten und Infrarotluftbildern.

5.1.4.3.2 Probeflächendesign der Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen

Da es bei dieser Naturrauminventur um eine interdisziplinäre Erfassung verschiedenster Parameter geht (Standorts-, Vegetations-, Einzelbaum- und Wildparameter) und neben Wäldern auch waldfreie Vegetationseinheiten erfaßt werden, war ein Probeflächendesign notwendig, welches den unterschiedlichen Disziplinen und Parametern gerecht wird.

Die Erfassungseinheit ist ein Probekreis mit einem Radius von 10 m. Innerhalb dieses Kreises werden je nach Vegetationseinheit und Parametern weitere Kreisflächen mit den Radien von 5 m und 2,5 m eingerichtet (Abb. 93).

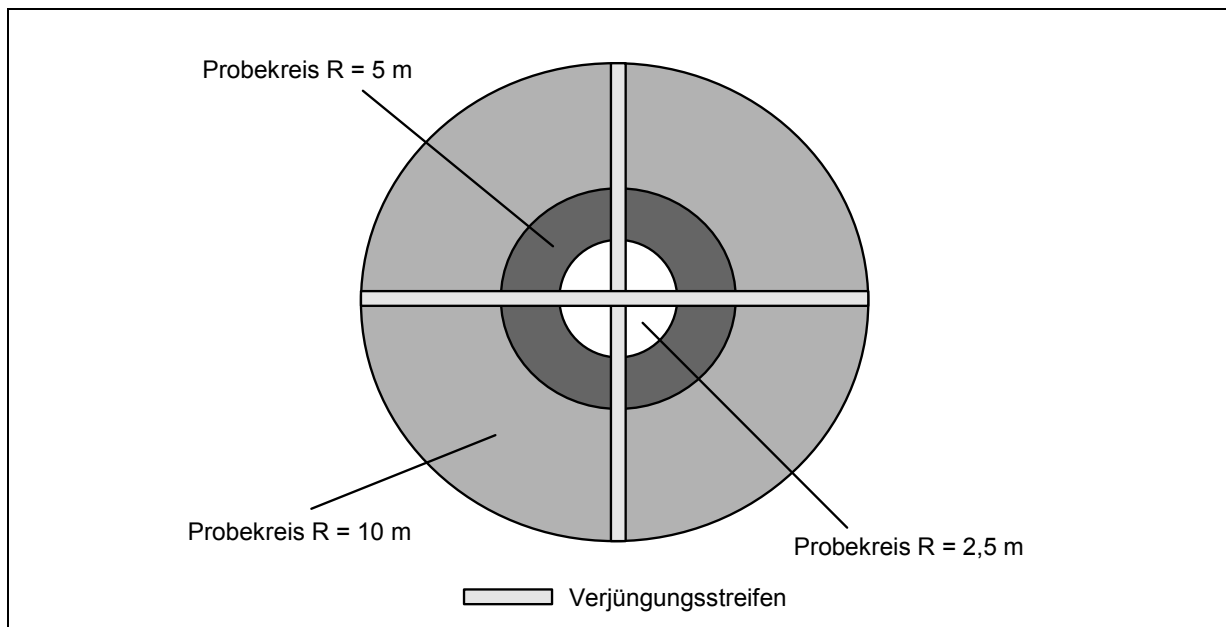


Abb.93: Probeflächendesign für die Naturrauminventur im Nationalpark Kalkalpen (ECKMÜLLNER, 1995).

Innerhalb des Radius von 2,5 m werden alle Bäume aufgenommen, die höher als 130 cm (Brusthöhe) sind. Es wird keine Kluppschwelle (Mindestdurchmesser des Stammes) verwendet. Diese Kreisfläche gilt als Vegetationsaufnahme für natürlich waldfreie Standorte über und unter der Waldgrenze (Moore, Felsfluren, Schuttriesen etc.). Treten solche Flächen unter der Waldgrenze auf, so müssen sie eine Mindestausdehnung von 30 m² haben.

Im Kreisring zwischen 2,5 und 5 m werden alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) ab 5 cm erfaßt. Die Messung der Baumhöhe, des Kronenansatzes und der Kronenradien wird erst ab einem BHD von 10 cm durchgeführt. Die Aufnahme von 5 m Radius wird für Latschen- und Buschwaldgesellschaften und bestockte Flächen mit einer Baumüberschirmung von weniger als 30 % (z. B. Wald- und Baumgrenzbereich) verwendet.

Im Kreisring zwischen 5 und 10 m werden alle Bäume mit einem BHD ab 10 cm erfaßt. Die Messung der Baumhöhe, Höhe des Kronenansatzes und der Kronenradien erfolgt hier erst ab 20 cm BHD. Auf der Fläche mit einem Radius von zehn Meter wird die Vegetationsaufnahme

in Waldbeständen durchgeführt. Innerhalb dieser Fläche erfolgt auch die Erhebung der bodenkundlichen Parameter.

Auf der Probefläche mit dem Radius von 30 m werden die Mesoreliefparameter (z. B. Lokalklima, Exposition, Geologie), die wildökologischen Randzonen und die Sichtigkeit, die aktuelle und potentiell natürliche Baumartenkombination sowie Nutzungskriterien, welche zur Herleitung der Hemerobie erforderlich sind, erhoben. Das Makrorelief wird für eine größere Fläche bestimmt, deren Durchmesser über 60 m aufweist und in der Schichtenlinienkarte (1:10.000) ersichtlich ist.

Für die Verjüngungsanalyse wurden zwei Probestreifen angelegt, welche die Durchmesser des 10-Meter-Radius-Kreises bilden und in der Falllinie sowie in der Schichtenlinie angelegt werden (Abb. 93). Auf diesen Probestreifen werden alle Bäume zwischen 25 und 130 cm Höhe summarisch erhoben und Wildeinfluß sowie Insektenbefall festgestellt (ECKMÜLLNER et al., 1994, 1995).

Ein ähnliches Probeflächendesign mit fixen Kreisgrößen in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) der Stämme wird im Nationalpark Bayerischer Wald angewendet (NATIONALPARK BAYERISCHER WALD, 1991).

5.1.4.3.3 Das Probeflächendesign der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur und des Waldschaden-Beobachtungssystems

Der innere Probekreis mit einem Radius von 17,83 m dient der flächenhaften Kronenansprache und stimmt in der Größe mit den Gitternetzkreisen der deutschen Naturwaldreservaten überein. Im Radius zwischen 17,83 und 30 m erfolgt die Kronenansprache von Einzelbäumen. Außerhalb dieses Kreises, jedoch maximal 50 m vom Zentrum entfernt, werden drei Analyseebäume zur Werbung von Nadel- und Blattmaterial eingerichtet (Abb. 94). Diesen werden die Profilgruben zur Werbung des Bodenmaterials zugeordnet (ENGLISCH et al., 1992). Die Probefläche für vegetationskundliche Aufnahmen wird zwischen den drei Probebäumen so eingerichtet, daß die geforderten Homogenitätskriterien erfüllt sind. Die Probeflächengröße ist variabel und beträgt 150 bis 500 m².

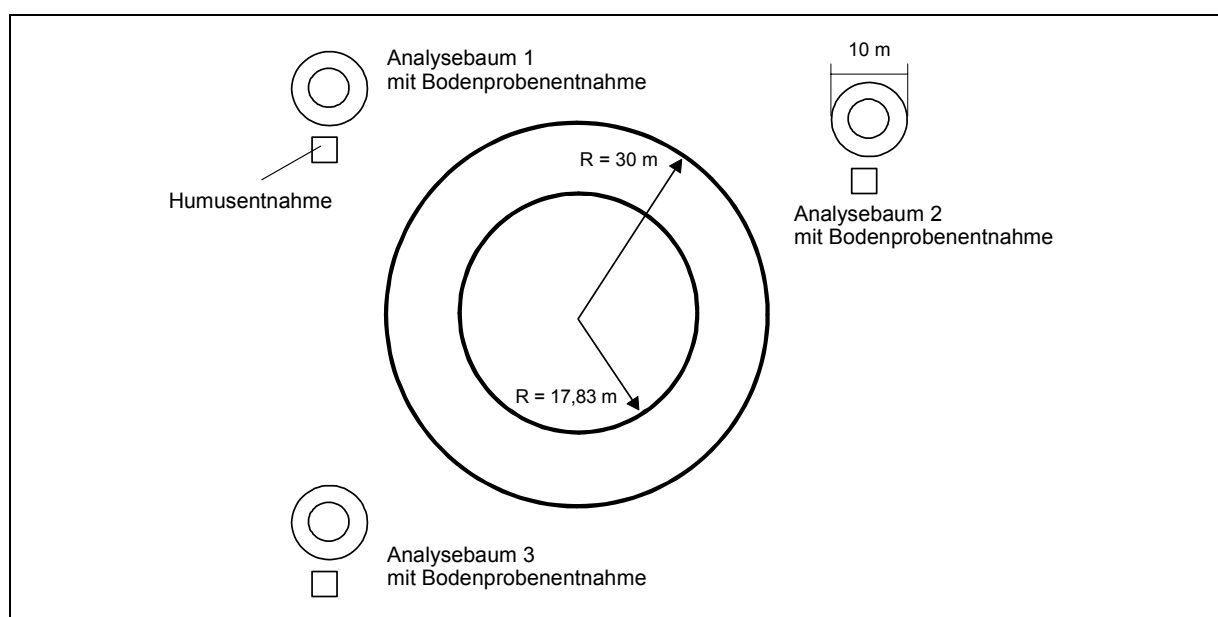


Abb. 94: Probeflächendesign im Rahmen der Waldboden-Zustandsinventur und Waldschaden-Beobachtungssysteme (ENGLISCH et al., 1992).

5.1.4.3.4 Teilung von Probeflächen

Bei systematischen Rasterstichproben kann die Probefläche in Grenzbereiche fallen, sodaß sie von klar erkennbaren Trennlinien durchschnitten wird. In solchen Fällen machen die Erhebung und Auswertung der Parameter nur bedingt einen Sinn. Aus diesem Grund werden solche Probeflächen nach projektspezifischen Kriterien geteilt. Die Teilungskriterien hängen von den Fragestellungen ab und werden unterschiedlich streng ausgelegt.

Für die Erfassung der Naturnähe von Wäldern ist beispielsweise die Änderung des Bestandes-typs (z. B. vom Stangenholz zum Altholz) kein Teilungsgrund, jedoch die Grenze zwischen zwei potentiell natürlichen Waldgesellschaften auf der Probefläche. Sofern derartige scharfe Grenzen zwischen Gesellschaften überhaupt auftreten (z. B. Übergang vom Buchen-Unterhang zu einer Grauerlen-Bachterrasse), sind sie für die Naturnähebewertung entscheidend, da die potentiell natürliche Waldgesellschaft die SOLL-Größe in der Bewertungsmethode darstellt (GRABHERR et al., 1995; KOCH & KIRCHMEIR, 1997).

In der Naturrauminventur Kalkalpen gelten als Teilungskriterien ein Geländebruch im Mesorelief, der Wechsel von wildökologischen Bestandeshaupttypen und die Änderung der Wasserhaushaltsklassen um mehr als zwei Stufen (ECKMÜLLNER et al., 1994). Fließende Grenzen zwischen den genannten Einheiten gelten nicht als Teilungsgrund. Weiters muß die Teilfläche mindestens eine Größe von 30 m² (1/10 der Probefläche) erreichen.

Die Österreichische Waldinventur sieht eine ganze Reihe von Teilungskriterien vor. Da sich die Auswertung der Waldinventurdaten auf politische und forstpolitische Verwaltungsgrenzen bezieht, sind auch sämtliche Verwaltungsgrenzen als Teilungsgrund heranzuziehen. Teilungskriterien der ÖWI sind die Staatsgrenze oder die Grenze einer Bezirksforstinspektion sowie der Wechsel von Eigentumsart, Betriebsart, Kulturgattung, Bestandesgrenze, Bestandesstruktur, Altersklasse und Wuchsklasse (wenn die verbleibenden Bestände mindestens 500 m² groß sind), sowie der Wechsel von Baumarten, Bodengruppe, Hangneigung, Neigungsrichtung, Relief, Schlußgrad, Strauchfläche, Vegetationstyp und Wildäsung (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995). Eine Probefläche ist nur dann zu teilen, wenn die verbleibenden Teilflächen eine Mindestfläche von einem Zehntel der 300 m² großen Fläche erreichen. Es sind maximal vier Teilflächen je Probefläche zulässig.

5.1.4.3.5 Markierung der Dauerprobeflächen

Zur eindeutigen Wiederauffindbarkeit der Monitoringflächen ist eine dauerhafte und eindeutige Markierung der Probeflächen notwendig. In den meisten Fällen werden oberirdische Pflöcke verwendet, die oft mit einer Farbmarkierung kombiniert werden. Aufgefunden werden die Flächen fast immer mittels Lageskizze, Kompaß und Maßband.

Bei der Markierung mit Holzpflocken ist zu beachten, daß diese aus wasserbeständigem Holz sind und genügend tief im Boden versenkt werden. Nur dadurch wird eine frühzeitige Entfernung verhindert. Holzpflocke werden in der Regel zur leichteren Wiederauffindung mit Farbe markiert.

Die Markierung mit Metallrohren, wie sie von der Österreichischen Waldinventur durchgeführt wird, hat den Vorteil, daß diese völlig im Boden versenkt und bei der Folgerhebung mit Metalledektoren wieder punktgenau lokalisiert werden können. Durch die Unsichtbarkeit der Markierungselemente ist eine beabsichtigte oder unbeabsichtigte Entfernung auszuschließen.

Farbmarkierungen von Dauerprobeflächen können auch an Baumstämmen oder Felsflächen erfolgen (ZUKRIGL, 1990). Dabei muß jedoch bedacht werden, daß die Markierung regelmäßig nachgebessert werden muß und daß ein Belassen der Stämme gesichert sein sollte (z. B. in Naturwaldreservaten). Die Markierung an Elementen des Bestandes wird meist zum einfachen Auffinden der Probefläche durchgeführt, erspart jedoch nicht die punktgenaue Verortung des Probeflächenzentrums.

Um Dauerbeobachtungsflächen langfristig exakt aufzufinden, wird es neben der Markierung im Gelände notwendig sein, eine Einmeßskizze bzw. einen Lageplan der Flächen anzufertigen. Dabei sind die Lage von langfristig bestehenden Einmeßpunkten (z. B. Wegkreuzungen, Brücken, Felsköpfen, etc.) festzuhalten und die Entfernung und Richtung zu den Monitoringflächen anzugeben (KOCH, 1994; ECKMÜLLNER et al., 1994; FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995).

Viele Untersuchungen über Veränderungen in der Waldvegetation wurden übrigens aus Ermangelung markierter Dauerflächen mit Wiederholungsaufnahmen durchgeführt, die lediglich im gleichen Bestand (in der Größenordnung einiger Hektar) gemacht wurden (z. B. WILMANN & BODENRIEDER, 1986a; KUHN et al., 1987; vgl. WITTIG et al., 1985).

5.1.4.4 Beobachtungsdauer und -frequenz

Es ist ein Charakteristikum der Wälder, daß aufgrund der langen Lebensspanne von Bäumen die Entwicklungen in der Baumschicht im allgemeinen sehr langsam und mit großer Zeitverzögerung ablaufen. Dies verdeutlicht z. B. eine Untersuchung in einem schwedischen Fichtenwald, in dem nach 50 Jahren ca. ein Viertel der Bäume abgestorben waren (HOFGAARD, 1993). Das bedeutet, daß Dauerbeobachtungsuntersuchungen in Wäldern Jahrzehnte und Jahrhunderte in Anspruch nehmen.

Bei Untersuchungen über Veränderungen in der Waldbodenvegetation müssen verschiedene Formen der Vegetationsdynamik unterschieden werden. Das Ausmaß der Fluktuationen, das sind kurzfristige Veränderungen vor allem in der relativen Dominanz von Arten (Populationsdichte), kann nur mit Hilfe längerer Reihen jährlicher Beobachtungen genau abgeschätzt werden (SCHMIDT, 1991; DIERSCHKE, 1994; KÖLLING et al., 1996). Wenn zumindest auf einem Teil der Dauerflächen jährliche Vegetationsaufnahmen durchgeführt werden, ist es leichter, Rückschlüsse auf die Qualität längerfristiger Arten- und Dominanzverschiebungen vorzunehmen (THOMAS et al., 1994). Allerdings sind in der Praxis für die Erfassung langfristiger, gerichteter Veränderungen in der Waldbodenvegetation größere Aufnahmeintervalle üblich. So beträgt bei Düngungsexperimenten die Beobachtungsfrequenz fünf Jahre (Landesforstdirektion Tirol) oder 20 Jahre (BECKER et al., 1992), bei einer Studie über die Auswirkungen des Koralpenkraftwerks der FBVA 4-6 Jahre. Hochempfindliche Arten zeigen aber z. B. nach einer Gesteinsmehlapplikation sehr rasche Reaktionen, die auch während eines dreijährigen Beobachtungszeitraums gut feststellbar sind (PETER & GRABHERR, 1989).

Im Waldboden gehen Veränderungen in der Regel langsam vor sich: Diesbezügliche Erhebungen haben sinnvollerweise eine Beobachtungsfrequenz von 5 bis 10 Jahren (Waldbodenzustandsinventur der FBVA, SEVINK, 1991; THOMAS et al., 1994). Allerdings werden in den Bayerischen Waldklimastationen die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung in einer kontinuierlichen Meßreihe alle zwei Wochen erfaßt (KÖLLING et al., 1996).

Bei der Aufnahme der Waldverjüngung sind Frequenzen von 1-3 Jahren oder aber auch von 5 oder mehr Jahren üblich (ECKMÜLLNER et al., 1995; REIMOSER, 1996).

Zumindest in Waldgesellschaften mit hohem Anteil an Frühjahrsgeophyten, z. B. in Auwäldern, sollten wenigstens zwei Aufnahmedurchgänge im Jahr durchgeführt werden. Doch auch in der Krautschicht der übrigen Waldtypen können die jahreszeitlichen Dichteschwankungen der Populationen sehr hoch sein, so daß der Aufnahmezeitpunkt immer in der gleichen phänologischen Phase liegen sollte (vgl. DIERSCHKE, 1989). Für die Erfassung der jahreszeitlichen Vegetationsrhythmik (Symphänologie) sind wiederum Untersuchungen auf Dauerflächen bestens geeignet (DIERSCHKE, 1994). Bei der Keimlingserhebung spielt der phänologische Zeitpunkt für die Vergleichbarkeit eine große Rolle, weshalb der Erhebungszeitpunkt eindeutig festzulegen ist.

5.1.4.5 Erhebungsaufwand

Bei der Erarbeitung der Methodik zählt einerseits die derzeit bekannte bzw. vermutete Aussagekraft der einzelnen Parameter, andererseits aber auch das Verhältnis zwischen dem für die Datenerhebung notwendigen Aufwand und dem zu erwartenden Ergebnis. Besonders wenn die Untersuchungen über Jahrzehnte oder noch länger wiederholt werden sollen, ist es wichtig, daß die Methode nicht zu kompliziert und zeitaufwendig ist (FISCHER, 1992). Der Erhebungsaufwand kann unter Umständen auch dadurch verringert werden, daß gesammelte Daten mit denen anderer Untersuchungen vergleichbar sind. Durch die Nutzung von bereits erhobenen und exakt verorteten Datensätzen in einem Datenbanksystem sowie die Zugriffsmöglichkeit auf geographische Informationssysteme (GIS) ist es möglich, einen anschaulichen Überblick der naturräumlichen Situation des Geländes zu erlangen.

Entscheidend für großräumige Monitoringerhebungen auf der Basis von Stichproben ist das Verhältnis zwischen Arbeitszeit auf der Probefläche und Verteilzeiten (z. B. Erkundigungen über die Zufahrt zu den Stichprobepunkten).

Einen anschaulichen Überblick dazu liefert die Pilotstudie der Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen (ECKMÜLLNER et al., 1995). In diesem interdisziplinären Projekt wurden mehr als 200 Parameter auf einem Raster von 300 x 300 m erhoben (siehe Probestrategiedesign). Beim Untersuchungsgebiet handelt es sich um kalkalpines, sehr heterogenes Gelände, in welchem eine Kartierung nach einem fixen Raster besonders schwierig ist. Weiters muß bei der Interpretation der folgenden Zeitangaben berücksichtigt werden, daß eine Pilotstudie keine Routineerhebung erlaubt und daß durch die Erfassung von vegetationskundlichen, standortkundlichen, wildökologischen und ertragskundlichen Kriterien sehr hohe Ansprüche an die Kartierer (Studenten der Forstwirtschaft) gestellt wurden. Die Zeitanalysen wurden innerhalb von zwei Monaten durch zwei Kartierungsteams auf 140 Stichproben durchgeführt. Die Variablen „Zeitaufwand Punktsuche“ und „Zeitaufwand für die Erhebung am Punkt“ wurden erhoben. Weiters wurden von den Kartierern der Zeitaufwand für die Erfassung der Boden-, Vegetations-, Baum- und Geländevariablen sowie der wildökologischen und organisatorischen Merkmale geschätzt. Die Verteilzeiten ergaben sich aus der Differenz von Gesamtzeit und Arbeitszeit.



Abb.95: Verteilung von Arbeitszeit, Verteilzeit und Schulungszeit in einem interdisziplinären Monitoringprojekt mit dem Schwerpunkt in Waldökosystemen (ECKMÜLLNER, 1995).

Von der Gesamtzeit entfallen 49 % auf das Aufsuchen der Probeflächen und die Erhebung, 33 % waren Verteilzeiten (Besorgen von Schrankenschlüsseln für die Forststraßenbenützung, Besorgen von Arbeitsmaterial, Einrichten von Quartieren etc.), und 18 % wurden für die Ein- und Nachschulung aufgewendet. Ohne Berücksichtigung der Schulungszeiten, welche in einem Pilotprojekt besonders ins Gewicht fallen, beläuft sich das Verhältnis von Arbeits- zu Verteilzeit wie 6 zu 4.

Die absoluten Aufsuchzeiten (inklusive Anreise vom Quartier) betrugen im Durchschnitt 50 Minuten. Die Relation von Aufsuchzeit und Erhebungszeit hängt eng mit der Anzahl der zu messenden Einzelbäume auf der Probefläche zusammen. Auf Probeflächen ohne Bäume (Schlagflächen, Weiden, alpine Matten, etc.) ist das Verhältnis sehr ungünstig, da im Schnitt 48% der gesamten Zeit für die Punktsuche (exakte Einmessung der Probeflächen von permanent erkennbaren Standorten im Luftbild) aufgewendet werden. Fallen Bäume auf die Probefläche, für welche allein 36 Einzelmerkmale erhoben wurden, so verbessert sich das Verhältnis auf 30 % Suchzeit zu 70 % Erhebungszeit.

In der Abb. 96 wird die Relation der Erhebungszeiten für die verschiedenen Variablengruppen dargestellt. Der Arbeitsaufwand steigt durch das Vorhandensein von meßbaren Bäumen deutlich an. Im relativ hohen Zeitaufwand für die Vegetationserhebung (pflanzensoziologische Aufnahme nach Braun-Blanquet, Ansprache der Naturnähe der Vegetation und der Hemerobie-Kriterien, Verbißaufnahme an der Bodenvegetation, Gesamtdeckungsschätzungen) sind jedoch auch Aufnahmeparameter der Auswertegruppe „Wildökologie“ und „Standortkunde“ enthalten.

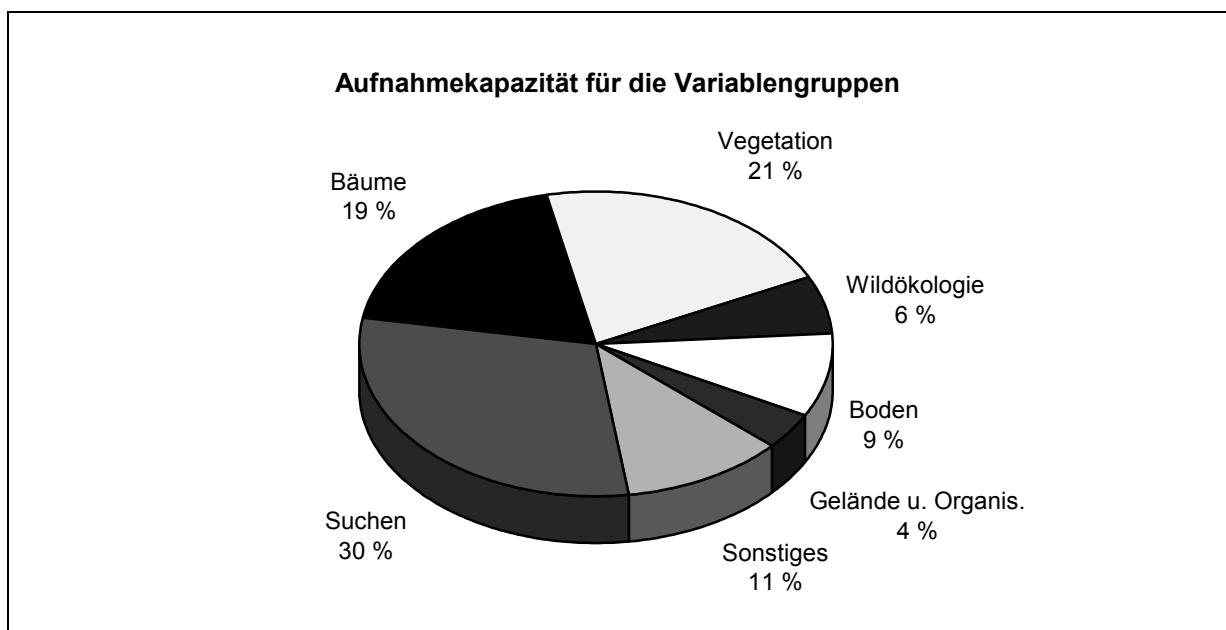


Abb. 96: Verteilung der Erhebungszeiten auf die Variablengruppen in der Naturrauminventur des Nationalparks Kalkalpen.

Die Erfahrungen aus dem Hemerobieprojekt haben gezeigt, daß die Dauer einer Vegetationsaufnahme im Wald sehr von der Waldgesellschaft und den standörtlichen Ausgangsbedingungen abhängt. Grundsätzlich benötigen Vegetationsaufnahmen auf karbonatischem Untergrund aufgrund der deutlich höheren Artenzahl in der Bodenvegetation mehr Zeit als über Silikat. Es hat sich gezeigt, daß eine vollständige Vegetationserhebung und Ansprache der Gesamtdeckungen der einzelnen Schichten zwischen 20 und 45 Minuten beträgt.

5.1.4.6 Datenerfassung

Die Datenerfassung im Gelände kann mit Hilfe klassischer Aufnahmeformulare oder mittels digitaler Datenaufnahme erfolgen. In den meisten Projekten werden Aufnahmeformulare verwendet. Die Vorteile dieser Methodik sind einfache Handhabung im Gelände, Korrekturmöglichkeit während der Aufnahme und zu jedem späteren Zeitpunkt, Nachvollziehbarkeit der Datenerfassung, übersichtliche Plausibilitätsprüfung noch vor der digitalen Abspeicherung, geringe Kosten, einfache Korrektur der Formulare (Layout, Merkmalsänderungen). Dem stehen folgende Nachteile gegenüber: Ungünstiges Handling bei Schlechtwetter (die Verwendung von wasserfestem Papier ist extrem teuer), zeitaufwendige Übertragung der Datensätze in eine digitale Datenbank und zusätzliche Fehlerquelle bei der Übertragung in den Rechner.

Vereinzelt wird in Großprojekten eine digitale Datenerfassung vor Ort angewendet. Bei der Österreichischen Waldinventur werden seit 1992 alle Daten bereits im Wald in ein elektronisches Datenerfassungsgerät eingegeben. Durch eine menügesteuerte Eingabe erfolgt bereits auf der Probefläche eine Plausibilitäts- und Vollständigkeitsprüfung. Ein weiterer Vorteil ist der insgesamt geringere Zeitaufwand für die Dateneingabe. Eine digitale Datenerfassung auf der Probefläche wird auch für die Koordinatenerhebung von Kronenmodellen beschrieben (KOOP, 1991). Die Nachteile einer solchen digitalen Erfassung sind Anfälligkeit bei feuchten Witterungsverhältnissen, hohe Anschaffungskosten der hardware, hohe Programmierungskosten für die Eingabeformulare sowie die Abhängigkeit von einer Stromversorgungsquelle.

5.1.5 Literatur

- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern, München, Bd. 1.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Cbl., Hamburg und Berlin, 110: 106-113.
- ARNDT, U.; NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- BARKMAN, J. J.; DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl., Amsterdam, 13: 394-419.
- BECKER, M.; BONNEAU, M. & LE TACON, F. (1992): Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. J. Veg. Sci. 3: 467-474.
- BOBEK, H.; KURZ, W. & ZWITTKOVITS, F. (1971): Klimatypen, Österreich-Atlas. Österr. Akademie d. Wissenschaften, Wien, 1971.
- BRAKENHIELM, S. (1991): Environmental monitoring in protected natural forests in Sweden – exemplified by vegetation and soil monitoring. Schriftenreihe f. Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg, 21: 121-139.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. J. Springer Verlag, Wien, New York.
- BÜCKING, W. (1982): Zur Vegetationsentwicklung in Waldschutzgebieten am Beispiel einiger der älteren Bannwälder Baden-Württembergs. In: MAYER, H. (Hrsg.) Urwald-Symposium, 1982. Waldbau-Inst., Univ. f. Bodenk., Wien: 101-119.
- DIERSCHKE, H. (1988): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Südniedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. Tuexenia, Göttingen, 8: 307-326.
- DIERSCHKE, H. (1989): Symphänologische Aufnahme- und Bestimmungsschlüssel für Blütenpflanzen und ihre Gesellschaften in Mitteleuropa. Tuexenia, Göttingen, 9: 477-484.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

- ECKMÜLLNER, O. (1995): Teil III A – Auswertung der Forstinventur. In: ECKMÜLLNER, O.; Katzensteiner, K.; KOCH, G. & REIMOSER, F. (1995): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Pilotstudie. Jahresberichte 1994: 56-88.
- ECKMÜLLNER, O.; KATZENSTEINER, K.; KOCH, G. & REIMOSER, F. (1994): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Aufnahmeschlüssel, -anweisung, -formular. Jahresberichte 1993. Nationalpark Kalkalpen: 43
- ECKMÜLLNER, O.; KATZENSTEINER, K.; KOCH, G. & REIMOSER, F. (1995): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Pilotstudie. Jahresberichte 1994, Nationalpark Kalkalpen: 310.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobot., Göttingen, 9, 122.
- ELLENBERG, H. (1994): Blatt- und Nadelverlust oder standörtlich wechselnde Ausbildung des Photosynthese-Apparats? Fragen zum Waldschadensbericht 1992. Schweiz.Z.Forstwes. 145, 5: 413-416.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (Hrsg.) (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ENGLISCH, M. (1992): Standorts- und Bodenbeschreibung. In: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Waldbodenbericht. I. Band. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168/I, 1992: 23-43.
- ENGLISCH, M.; KARRER, G. & MUTSCH, F. (1992): Methodische Grundlagen. In: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Waldbodenbericht. I. Band. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168/I, 1992: 5-21.
- FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. (1991): Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. Vegetatio 95: 149-158.
- FISCHER, A. (1992): Long term vegetation development in Bavarian Mountain Forest ecosystems following natural destruction. Vegetatio 103: 93-104.
- FISCHER, A. (1993): Zehnjährige vegetationskundliche Dauerbeobachtungen stadtnaher Waldbestände. Reaktionen der Waldvegetation auf anthropogene Beeinflussungen. Forstw. Cbl, Hamburg und Berlin, 112: 141-158.
- FISCHER, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. Pareys Studentexte 82. Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin-Wien 1995.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) (1960): Österreichische Waldstandsaufnahme 1952/56. Gesamtwerkgebnis. BMLF u. FBVA, Wien 1960: 323.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Ergebnisse. Band I, Waldbodenbericht. Mitteil. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt, 168. Heft/Bd.I: 144.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) (1995): Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur 1992-1996. Fassung 1995. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- FRANEK, W. (1993): Bestandesstrukturelle und vegetationskundliche Aufnahmen im Naturwaldreservat Breitenfurt-Hollergraben. Diplomarbeit. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- FRANK, G. (1991): Der Urwald „Selkacher Teil“ in den Karawanken. Naturschutz in Kärnten, Bd. 12: 27.
- FRANK, G. (1995): Naturwaldreservate. In: Ökobilanz Wald 1995. Österr. Stat. Zentralamt u. FBVA: 37-41.
- GLAVAC, V. (1975): Zur Methodik der vegetationskundlichen Untersuchungen auf Dauerprobeflächen. In: Schmidt, W. (Hrsg.), Sukzessionsforschung. Berglandwirtschaft. Int. Symp. Int. Ver. Veg.kde., 619-622.
- GÖDERLE, J. (1994): Jungwuchs-, Verbiß- und Habitatanalyse im Revier Prössing der Hespera-Domäne/Kärnten. Diplomarbeit, Univ. für Bodenkultur, Wien.

- GRABHERR, G. & KOCH, G. (1993): Wie naturnah ist der Österreichische Wald. Österr. Forstzeitung, Wien, 11: 57-58.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1995): Hemerobie österreichischer Wald-ökosysteme – Vorstellung eines Forschungsvorhabens im Rahmen des österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz, 4, 1995: 131-136. G. Fischer.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1996): Wie natürlich ist der Österreichische Wald? Symposiumsmappe. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1997): Naturnähe Österreichischer Wälder – Bildatlas. Sonderdruck zu ÖFZ 97/1: 39
- HAGER, H.; SCHUME, H. & HUBER, S. (1994): Eichenschäden in den Donauländern. Endbericht zum EG-INTERREG Projekt der GSF und des Bayer. Umweltministeriums.
- HANISCH, B. (Hrsg.) (1986): IMA-Querschnittseminar „Restabilisierungsmaßnahmen – Düngung“. KfK-PEF-Berichte, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) im Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH: 111.
- HANISCH, B. (Hrsg.) (1989): IMA-Querschnittseminar „Düngung geschädigter Waldbestände“. KfK-PEF-Berichte, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) im Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH: 55, 343.
- HANISCH, B. & KILZ, E. (1990): Waldschäden erkennen. Fichte und Kiefer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HAUG, I.; PRITSCH, K. & OBERWINKLER, F. (1992): Der Einfluß von Düngung auf Feinwurzeln und Mykorrhizen im Kulturversuch und im Freiland. KfK-PEF-Berichte, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), Kernforschungszentrum Karlsruhe, 97: 159.
- HERMAN, F. & SMIDT, S. (Hrsg.) (1944): Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofile Achenkirch. Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre. FBVA Berichte. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- HOFGAARD, A. (1993): 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. J.Veg. Sci. 4: 773-782.
- HUFNAGL, H. (1970): Der Waldtyp, ein Behelf für die Waldbaudiagnose. Innviertler Presseverein. Ried i. Innkreis.
- KARRER, G. (1992): Vegetationsökologische Analysen. In: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Waldbodenbericht. II. Band. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168/II: 193-229.
- KATZENSTEINER, K. (1995): Teil III B – Standorts- und Bodenkundliche Auswertung. In: ECKMÜLLNER, O., KATZENSTEINER, K., KOCH, G. & REIMOSER, F. (1995): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Pilotstudie. Jahresberichte 1994: 90-127.
- KNAPP, H. D. & JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. Schriftenreihe f. Vegetationskunde, Heft 21, Bonn-Bad Godesberg, 1991: 21-54.
- KILIAN, W. (1992): Einführung. In: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Waldbodenbericht. I. Band. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168/I: 1-4.
- KILIAN, W.; MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. FBVA Berichte, 82/1994: 60.
- KOCH, G. (1994): Aufnahmeschlüssel für die Feldarbeit im Projekt „Hemerobie österreichischer Wald-ökosysteme“. Hrsg.: Inst. f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie & Naturschutzforschung, Universität Wien: 51.
- KOCH, G. (1995): Teil III C – Vegetationsökologische Auswertung. In: ECKMÜLLNER, O.; KATZENSTEINER, K.; KOCH, G. & REIMOSER, F. (1995): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Pilotstudie. Jahresberichte 1994, Nationalpark Kalkalpen: 129-234.

- KOCH, G. & GRABHERR G. (1995): Erfassung der Naturnähe des Kärntner Waldes. Österr. Forstzeitung, Wien, 8: 37-39.
- KOCH, G. & KIRCHMEIR, H. (1997): Methodik der Hemerobiebewertung. Österr. Forstzeitung, Wien, 97/1.
- KOCH, G.; KIRCHMEIR, H.; REITER, K. & GRABHERR, G. (1997): Wie natürlich ist der Österreichische Wald? Ergebnisse und Trends. Österr. Forstzeitung, Wien, 97/1.
- KÖLLING, C.; ADLER, J.; HADATSCH, H. & HOFFMANN, M. (1996): Exkursionsführer Bayerische Waldklimastationen. EU-Dauerbeobachtungsfläche-Level II Mitterfels. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising: 20.
- KOOP, H. (1991): Untersuchungen der Waldstruktur und der Vegetation in Kernflächen niederländischer Naturwaldreservate. Schr. Reihe Vegetationskde. 21: 67-76.
- KOST, G. (1991): Zur Ökologie und Bioindikatorfunktion von Pilzarten in einigen Bannwäldern Baden-Württembergs, nebst Vorschlägen zum Artenschutz von Pilzen. Schriftenreihe f. Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg, 21: 161-183.
- KRAJICEK, J. E.; BRINKMAN, K. A. & GINGRICH, S. F. (1961): Crown Competition – a measure of Density. For. Sci. 7: 35-42.
- KUHN, N. (1990): Veränderung von Waldstandorten. Ergebnisse, Erfahrungen und Konsequenzen, mit einem Konzept für die Dauerbeobachtung von Waldbeständen. Eidg. Anst. forstl. Vers.wes., Birmensdorf, Berichte 319: 1-47.
- KUHN, N.; AMIET, R. & HUFSCHEID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 158: 77-84.
- KULLMAN, L. (1993): Tree limit dynamics of *Betula pubescens* ssp. *tortuosa* in relation to climate variability: evidence from central Sweden. Journal of Veg. Science 4 (6): 765-772.
- LAMPRECHT, H. (1980): Zur Methodik waldkundlicher Untersuchungen in Naturwaldreservaten. Natur und Landschaft 55: 146-147.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. Bern & Stuttgart.
- LISS, B. (1989): Auswirkungen der Waldweide im Bergmischwald. ÖFZ 9/89: 51-54.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio, The Hague, 33, 1: 61-64.
- MAAREL, E. van der (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio 39/2: 97-114.
- MAYER, H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MAYER, H. (1976): Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege. Fischer, Stuttgart.
- MAYER, H. 1982: Resolution der IUFRO-Arbeitsgruppe Urwald. Urwald-Symposium. Waldbau Inst., Univ. f. Bodenk., Wien: 190.
- MAYER, H.; SCHENKER, S. & ZUKRIGL, K. (1972): Der Urwaldrest Neuwald beim Lahnsattel. Centr.Bl. f. d. ges. Forstwesen 89/3, 1972: 147-190.
- MAYER, H.; ZUKRIGL, K.; SCHREMPF, W. & SCHLAGER G. (1987): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- MIRTL, M. (1996): Kurzbeschreibung des Integrated Monitoring in Österreich 1995/96. IM-Rep-001: 18.
- MRKVICKA, A. C. (1992): Erstaufnahme im Naturwaldreservat Schneeberg-Süd (Niederösterreich). Diplomarbeit. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- MÜLLER, C. & OBERWINKLER, F. (1990): Der Einfluß von Düngung im Wald auf die Fruktifikation von Mykorrhizapilzen. KfK-PEF-Berichte, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), Kernforschungszentrum Karlsruhe, 68: 27.
- NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (Hrsg.) (1991): Waldinventur 1991 – Inventuranweisung. 25 S., Anhang: 29.

- NEUMANN, M. (1995): Von der Waldzustandsinventur zum Waldschaden-Beobachtungssystem. In: Ökobilanz Wald, Österreich Ausgabe 1995. Hrg.: Österr. Stat. Zentralamt u. FBVA, Wien 1995: 87-90.
- NEUMANN, M. & SCHADAUER, K. (1990). Waldzustandsinventur. Methodische Überlegungen und Detailauswertungen. FBVA-Berichte, Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien: 45, 83.
- ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE (1992): Richtlinien für die Jungwuchszustandserhebung bei den ÖBF. Vorläufige Fassung vom 18. Mai 1992. Österreichische Bundesforste, Wien.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTINVENTUR (1985a): Österreichische Forstinventur 1971/1980. Zehnjahresergebnis. Mitteil. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt, 154/I.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTINVENTUR (1985b): Österreichische Forstinventur 1971/1980. Inventurgespräch. Mitteil. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt, 154/II.
- PETER, C. & GRABHERR, G. (1989): Projekt Waldökosystemforschung – Waldbodensanierung. C. Auswirkungen der Gesteinsmehlapplikation auf die Bodenvegetation. Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg 16: 71-89.
- PFADENHAUER, J.; POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Methodik der Anlage und Aufnahme. Ber. ANL 10: 41-60.
- PFARR, U. & SCHRAMMEL, J. (1991): Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. Forstw. Cbl., Hamburg und Berlin, 110: 128-134.
- PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE DES ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG, (1993): Empfehlungen für die Errichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. Forstarchiv 64: 122-129.
- RAUH, J. & SCHMITT, M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. Forstw. Cbl., Hamburg und Berlin, 110: 114-127.
- REIMOSER, F. (1989): Richtlinien für das Wildschaden-Kontrollsystem im Bundesland Vorarlberg, Teil I: Errichtung der Vergleichsflächen und Vegetationsaufnahme. In: ERHART, 1995: Wildschaden-Kontrollsystem Vorarlberg. Amt d. Voarl. Landesreg. (ed.), Bregenz: 9-42.
- REIMOSER, F. (1990): Umsetzung und Erfolgskontrolle wildökologischer Raumplanungskonzepte. IUFRO-Symp. Salzburg 1989. In: BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung, Inst. f. Wildbiologie u. Jagdwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 1: 35-61.
- REIMOSER, F. (1991): Verbiß-Kontrollgatter – Eine Methode zur objektiven Erfassung des Einflusses von Schalenwild und Weidevieh auf die Waldverjüngung (System Vorarlberg). Österr. Weidwerk, H. 6: 19-22.
- REIMOSER, F. (1995): Teil III D – Wildökologie & Waldverjüngung. In: Eckmüllner, O.; Katzensteiner, K.; Koch, G. & Reimoser, F. (1995): Naturraum-Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Pilotstudie. Jahresberichte 1994: 236-293.
- REIMOSER, F. (1996): Schalenwildbewirtschaftung auf ökologischer Grundlage (Beispiel Vorarlberg). In: Forum für Wissen 1996 „Wild im Wald – Landschaftsgestalter oder Waldzerstörer? Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, 47-58.
- REIMOSER, F. & SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildinflusses auf die Waldvegetation. Allg. Forst- und Jagdzeitung 163 (2): 27-31.
- REIMOSER, F. & ZANDL, J. (1993): Methodisches Grundkonzept für ein Expertensystem „Wildökologie-Waldverjüngung“. FIW-Forschungsbericht 1993/4, Univ. f. Bodenkultur, Wien: 104.
- REITER, K. & KIRCHMEIR, H. (1997): Geoinformationssysteme im Lichte der Hemerobiebewertung. Österr. Forstzeitung, Wien, 97/1.
- ROTH, C. (1978): Das Dauerflächennetz der Schweizer Waldreservate. Phytocoenosis, Warszawa-Bialowieza, 7, 1-4: 21-27.

- RUNGE, F. (1991): Vegetationsschwankungen in einem Grauerlenwald (*Alnetum incanae*) der Allgäuer Alpen. *Tuexenia*, Göttingen, 11: 355-357.
- RUNGE, F. (1993): Änderungen der Flora eines Buchenwald-Kahlschlags im Laufe von sieben Jahren. *Tuexenia*, Göttingen, 13: 71-73.
- SATTLER, H. (1991): Bestandesstrukturelle und vegetationskundliche Aufnahmen im Naturwaldreservat Leopoldsberg-Waldbachgraben. Diplomarbeit. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- SCHAUER, T. (1977): Veränderte Waldvegetation in den Wäldern des Nationalparks Berchtesgaden. *Jahrb. Ver. zum Schutze der Bergwelt*, München, 42: 2-23.
- SCHIELER, K.; BÜCHSENMEISTER, R. & SCHADAUER, K. (1995): Österreichische Forstinventur. Ergebnisse 1986/90. *FBVA-Berichte*, Wien: 92, 261.
- SCHMIDT, W. (1974): Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. *Vegetatio*, 29: 69-73.
- SCHMIDT, W. (1978): Einfluß einer Rehpopulation auf die Waldvegetation – Ergebnisse von Dauerflächenversuchen im Rehgatter Stammham 1972-1976. *Phytocoenosis*, Warszawa-Bialowieza, 7, 1-4: 43-59.
- SCHMIDT, W. (1991): Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. *Schriftenreihe f. Vegetationskunde*, Bonn-Bad Godesberg, 21: 77-96.
- SCHMIDT, W. (1995): Waldbodenpflanzen als Bioindikatoren niedersächsischer Naturwälder. *Forstarchiv* 66: 150-158.
- SCHORNICK, O.-K. (1990): Änderung der Bodenvegetation in Waldbeständen als Folge einer künstlichen Düngung. *KfK-PEF-Berichte*, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), Kernforschungszentrum Karlsruhe, 63: 175.
- SEVINK, J. (1991): Bodenkundliche Untersuchungen in Waldreservaten der Niederlande. *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 21: 61-66.
- STEFAN, K. (1995): Bioindikatornetz: Schwefel- und Stickstoffgehalte. In: *Ökobilanz Wald*. Österr. Stat. Zentralamt u. Forstl. Bundesversuchsanstalt, Wien 1995: 79-85.
- STÖCKER, G. (1981): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 21, 187-209.
- TARTAROTTI, S. (1990): Großpilze in der „Naturwaldzelle“ Ampaß-Wilten. In: Zukrigl, K. (1990): *Naturwaldreservate in Österreich*. UBA, Monographien, Bd. 21: 85-90.
- THIMONIER, A.; DUPOUEY, J.L.; BOST, F. & BECKER, M. (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytol.* 126: 533-539.
- THOMAS, R.; MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1994): Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. *Systematisch-Geobotanisches Institut, Universität Göttingen*: 127.
- THOMAS, R.; MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. *Forstarchiv*, 66, 9-17.
- TICHY, K. & FRANK, G. (1995): Österreichisches Programm Naturwaldreservate. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 14
- WILMANNNS, O. (1989a): *Ökologische Pflanzensoziologie*. 4. Aufl. UTB 269. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- WILMANNNS, O. (1989b): Zur Frage der Reaktion der Waldboden-Vegetation auf Stoffeintrag durch Regen – eine Studie auf der Schwäbischen Alb. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, Frankfurt am Main, 160: 165-175.
- WILMANNNS, O. & BOGENRIEDER, A. (1986a): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation – pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. *Abh. Landesmus. Naturk. Münster* 48: 55-79.

- WILMANN, O. & BOGENRIEDER, A. (1986b): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. *Verh. d. Ges. f. Ökologie, Gießen*, Bd. XVI: 35-44.
- WIRTH, V. & OBERHOLLENZER, H. (1991): Epiphytische Flechten – Einsatz als Reaktionsindikatoren im passiven Monitoring bei der Erstellung des Immissionswirkungskatasters Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 64: 164-173.
- WITTIG, R. (1991a): Veränderungen im Artenspektrum von Waldgesellschaften als Indikatoren erhöhter Säure- und Stickstoffeinträge. *VDI Berichte, Düsseldorf*, 901: 407-418.
- WITTIG, R. (1991b): Die Eignung der Krautschicht von Wäldern zum Biomonitoring von Schwermetallen. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., Karlsruhe*, 64: 137-145.
- WITTIG, R.; WERNER, W. & NEITE, H. (1985): Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: Eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? *VDI-Berichte, Düsseldorf*, 560: 21-33.
- WOLF, G. (1991): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung auf Probestreifen am Beispiel der Naturwaldzelle „Berm Jägerkreuz“. *Schriftenreihe f. Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg*, 21: 185-208.
- WOLF, G. & BOHN, U. (1991): Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenwerfassung. *Schr. Reihe Vegetationskunde*. 21: 9-19.
- ZECHMEISTER, H. (1994): Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profiles. In: Herman, F. & Smidt, S. (Hrsg.), *Ökosystemare Studien im Kalkalpin*, pp. 41-47. FBVA, Wien.
- ZUKRIGL, K. (1966): Urwaldreste in den niederösterreichischen Kalkalpen. *Angew. Pflanzensoziol. Wien*, 18/19: 289-296.
- ZUKRIGL, K. (Hrsg.) (1990): Naturwaldreservate in Österreich. Stand und neu aufgenommene Flächen. Bundesministerium f. Umwelt, Jugend und Familie, Monographien Bd. 21, Wien.
- ZUKRIGL, K. (1991): Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 21: 233-247.
- ZUNA-KRATKY, T. (1994): Floristisch-faunistische Erhebungen im Naturwaldreservat „Himmelswiese“ bei Wien-Kalksburg. Diplomarbeit. Univ. f. Bodenkultur, Wien.

5.2 Monitoring der floristischen Zusammensetzung hochalpin/nivaler Pflanzengesellschaften

von Harald Pauli, Michael Gottfried, Karl Reiter und Georg Grabherr

5.2.1 Summary

With regard to the extreme life-conditions – for plants as well as for scientists – above the alpine treeline, the present chapter contains some guidelines and adaptations of fieldwork-methods for vegetation monitoring investigations in high-alpine and nival environments. The outline of fieldwork-methods is closely related to the authors experience in the Eastern Alps and in the arctic polar deserts. Furthermore two examples of permanent plot-studies at high altitudinal sites and one example from a high latitudinal site are described in detail. These studies focus on plant responses to climate change impacts. Cold-determined environments, used as sensitive indicators of climate change impacts, will be a field of increasing importance for vegetation monitoring.

5.2.2 Einleitung

Langzeituntersuchungen zur Beobachtung von Vegetationsveränderungen in den Hochlagen der Alpen sind im Vergleich zu Monitoring-Studien in Waldökosystemen, in Feuchtlebensräumen und Mooren nur in geringem Umfang durchgeführt bzw. veröffentlicht worden. Die ältesten exakt verorteten Dauerbeobachtungsflächen in den Alpen oberhalb der Waldgrenze – auf der Schynige Platte bei Interlaken in den Berner Alpen – gehen auf das Jahr 1930 zurück (HEGG, 1992). Diese Flächen dienten dem experimentellen Studium der Auswirkungen von Düngung in subalpinen Rasen in Hinblick auf eine Verbesserung von Alpweiden (DÄHLER, 1992; HEGG et al., 1992).

Im österreichischen Alpenraum stammt der Großteil der Vegetationserhebungen in Dauerflächen aus den letzten Jahrzehnten. Vielfach liegen noch keine Ergebnisse vor, weil entweder nur die Erstaufnahme durchgeführt wurde, oder weil die Wiederholungsuntersuchungen im Stadium laufender Projekte oder erst in Planung sind. Die unterschiedlichen Fragestellungen dieser Monitoringarbeiten sollen hier anhand von Beispielen dargestellt werden.

Monitoring-Methoden kamen und kommen für populationsbiologische Fragestellungen und für Sukzessionsuntersuchungen im Hochgebirge zu Anwendung. DIEMER (1992) untersuchte die Populationsdynamik und die räumliche Verteilung von *Ranunculus glacialis* in „permanent plots“ in der oberen alpinen Stufe. In Studien an durch Abtragung vegetationsfreien Dauerflächen im Krummseggenrasen wurde die Wiederbesiedlung der alpinen Rasenvegetation und die unterschiedliche Besiedlungsgeschwindigkeit der einzelnen Arten untersucht (SAUBERER, 1994). Sukzessionsuntersuchungen in Gletschervorfeldern anhand von Dauerbeobachtungsflächen mit Auspflanzungs- und Düngungs-Experimenten sind zur Erforschung der Besiedlungsdynamik in Primärökosystemen im Gange (NIEDERFRINIGER-SCHLAG & ERSCHBAMER, 1996).

Anhand von Langzeitstudien werden natürliche Erosionsprozesse und die Dynamik von Polsterpflanzengesellschaften an alpinen Sonderstandorten (Gamsgrube, Glocknergruppe) untersucht (GRIEHSER, 1992; GRIEHSER & PFEIFER, 1996).

Nur wenige Monitoring-Arbeiten beziehen sich auf die Auswirkungen menschlicher Tätigkeit auf die Gebirgsvegetation (z. B. Tourismus, Weidenutzung). HOLZNER (mündl. Mitteilung) führte Ersterhebungen zur Untersuchung der Trittbelastung durch Alpentouristen am Schneeberg durch. Zu Beobachtung von Vegetationsveränderungen in Schigebieten wurde kürzlich eine Monitoring-Studie in der Samnaungruppe, Tirol, fertiggestellt (KIRCHMEIR, 1996). Im Rahmen dieser Studie wurde eine flächige Schadenskartierung auf Schipisten durchgeführt. Als Vergleichsgrundlage diente eine Vegetationskarte im Maßstab 1:10.000 aus den Jahren 1949/50 (WAGNER, 1965).

Zur Untersuchung der Vegetationsentwicklung in außer Nutzung gestellten Almgebieten wurden Dauerflächen in den Hohen Tauern eingerichtet (GRIEHSER, 1996).

Im Rahmen des Managementkonzeptes für den Nationalpark Hohe Tauern sind Langzeit-Monitoringuntersuchungen zur Beobachtung der Dynamik alpiner Ökosysteme unter natürlichen Bedingungen und unter dem Einfluß des Menschen geplant (JUNGMEIER, 1996).

Seit Beginn der 90er Jahre richtet sich das Ziel vegetationsökologischer Forschungen im Hochgebirge auch mit Hilfe von Monitoring-Untersuchungen zunehmend auf die Erfassung von Vegetationsveränderungen als Reaktion auf bereits beobachtbare und künftig zu erwartende Klimaveränderungen. Die extremen Hochlagen der Alpen (hochalpin/nivale Zone) sind für Fragestellungen zum Klimawandel von besonderem Interesse (siehe 5.2.6). Diesbezüglich wurden Dauerbeobachtungsflächen an der Obergrenze der alpinen Zone etabliert (GRABHERR et al., 1994–1996). Anhand von Dauerbeobachtungen von subnival/nivalen Gipffloren konnte ein Nachweis für den klimainduzierten Florenwandel in den Alpen bereits erbracht werden (GRABHERR et al., 1994, 1995; GOTTFRIED et al., 1994; PAULI et al., 1996).

Das gegenwärtige Hochgebirgskapitel nimmt im Anschluß an eine Darstellung der Standortcharakteristika und der Vegetation oberhalb der Baumgrenze Bezug auf die Adaptierung von Monitoring-Methoden in den extremen Hochlagen der Alpen. Weiters wird auf verschiedene Monitoring-Anwendungen im Rahmen von Projekten zur Klimafolgen-Forschung in kältegeprägten Lebensräumen eingegangen. Diese projektbezogenen Ausführungen folgen im wesentlichen den einschlägigen Erfahrungen der Autoren mit der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen in den Ostalpen und an den polaren Grenzen pflanzlichen Lebens.

5.2.3 Ökosystemare Faktoren für die Vegetation in den Hochlagen der Alpen

Der hier betrachtete Lebensraum umfaßt die Gebiete oberhalb der Baumgrenze bis hinauf zu den Grenzen des pflanzlichen Lebens. Dieser Raum erstreckt sich in den Alpen über eine Höhenamplitude von etwa 1.500 bis 2.000 m. Mit zunehmender Seehöhe ist die Verteilung und Struktur der Biozönosen verstärkt von abiotischen Einflußfaktoren geprägt. Die extremen Klimabedingungen, die Zunahme der Steilheit und damit die Abnahme besiedelbarer Flächen und die hohe Reliefenergie treten als vegetationsbestimmende Ökofaktoren gegenüber Konkurrenz und dem Einfluß des Menschen in den Vordergrund. Die für die Vegetation bedeutenden Charakteristika dieses Raums, aus denen sich insbesondere für die hochalpine und nivale Zone einige spezielle Adaptierungen der Monitoring-Methoden ergeben, sollen zunächst dargestellt werden.

5.2.3.1 Klimabedingungen

- Bewegen wir uns von der Waldgrenze nach oben, so ist die mit zunehmender Höhe rasch **abnehmende Vegetationszeit** eine der bedeutendsten Ursachen, die Baumwuchs verhindert. Niedrigwüchsige Vegetation gelangt zur Vorherrschaft und Holzpflanzen können in Anbetracht der langen Winter und der Frosttrocknis im Frühjahr nur noch in Form von Zwergsträuchern überdauern und meist nur unter einer schützenden Schneedecke überwintern. Mit einer Höhenzunahme von 100 Metern nimmt die Temperatur im Jahresmittel um 0,55 °C ab (OZENDA & BOREL, 1991). Maximalwerte werden etwa im Gebiet der Hohen Tauern im Spätfrühling und Sommer erreicht (0,62-0,69 °C/100m) und Minimalwerte im Winter (0,03-0,55 °C/100m) (TOLLNER, 1969). Pro 100 Höhenmeter bedeutet das eine Verkürzung der Wachstumsperiode um 6-7 Tage. In den Schweizer Alpen wird eine Tagesmitteltemperatur von 5 °C in 1000 m Höhe an 195-210 Tagen erreicht, in 2000 m dagegen nur mehr an 85-120 Tagen (ELLENBERG, 1996). Die Vegetationsperiode im Hochgebirge ist nicht nur kürzer sondern im Mittel auch kälter als in tieferen Lagen.
- In den Hochlagen der Alpen, wie etwa am Sonnblick-Gipfel (3100 m s.m.), sinkt die **Temperatur im Winter** unter -30 °C, in kalten Winter sogar unter -35 °C (AUER et al., 1993). LARCHER (1987) zeigte die außergewöhnlich hohe Frostresistenz von Besiedlern windexponierter Standorte. *Silene acaulis* könnte im Winter Temperaturen von -196 °C und *Carex firma* von -70 °C überdauern, während der Schneeschützling *Soldanella alpina* bereits bei 20 °C Schaden erleidet.
Im Frühjahr und im Herbst bewirkt ein ausgeprägtes **Frostwechselklima** starke Kryotubation an schneefreien Standorten, die eine dauerhafte Besiedlung erschweren oder unmöglich machen.
Im Sommer müssen Gebirgspflanzen besonders **große Temperaturschwankungen** während der Wachstumsphase ertragen. An sonnigen, windstillen Tagen können sich dunkle Bodenoberflächen oberhalb der Waldgrenze bis 65 °C aufheizen und Hitzeschäden an Keimlingen und Jungpflanzen verursachen (KRONFUSS, 1972 aus ELLENBERG, 1996). Die Temperatur von bodennahen Pflanzenteilen kann sich im Tageslauf um über 50 °C ändern (LARCHER, 1984). Sogar in der Nivalzone (3.184m), wo Nachtfröste aufgrund der

hohen Abstrahlung auch im Sommer keine Seltenheit sind, wurden bei intensiver Sonneneinstrahlung noch Blattemperaturen (an *Ranunculus glacialis*) von maximal 44 °C gemessen (MOSER et al., 1978).

- Mit zunehmender Seehöhe wird die **Einstrahlung** intensiver und der UV-Anteil des Lichts ist höher. Die UV-B Belastung ist jedoch, vor allem durch die hohe Absorption der UV-B Strahlung in der Epidermis, kein limitierender Ökofaktor (ROBBERECHT & CALDWELL, 1980). Untersuchungen von MOSER et al. (1978) zeigten die starke Schwankungen der Lichtintensität. Selbst in der Nivalzone kann eine zu geringe Lichtmenge bei starker Bewölkung der begrenzende Faktor für die Photosynthese sein.
- Weiters nimmt der **Partialdruck von O₂ und CO₂** in der Atmosphäre ab. Die Effizienz der CO₂-Ausnützung für die Photosynthese ist im allgemeinen bei Gebirgspflanzen höher als bei vergleichbaren Pflanzen tieferer Lagen (KÖRNER, 1986).
- Die **Niederschläge** nehmen in höheren Lagen zu, wodurch die Vegetation, abgesehen von Sonderstandorten, kaum unter Wassermangel leidet. An schneearmen Standorten können jedoch bei warmer Witterung und noch gefrorenem Boden Schäden durch **Frosttrocknis** auftreten (ELLENBERG, 1996). Im Gegensatz zu den Tieflagen fällt ein großer Teil des Niederschlags in Form von Schnee. Dadurch wirkt sich der Niederschlag entscheidend auf die Vegetationsverteilung aus.
- Die **Windeinwirkung** nimmt ebenfalls zu und ist maßgeblich für die Schneeverteilung und damit auch für die Vegetationsmuster im Hochgebirge.

5.2.3.2 Geomorphologie und edaphische Standortbedingungen

- Die mit der Höhe **zunehmende Steilheit** bewirkt eine **Abnahme der Standorts-Stabilität**. Die Gebirgsvegetation ist erhöhter Erosion ausgesetzt. Steilhänge, Schuttfelder und schroffe Felsbereiche nehmen mit damit einhergehenden Lawinenabgängen, Schuttrutschungen, Murengängen, Felsstürzen und andere Umlagerungsprozessen zu. Die geschlossene Vegetation löst sich allmählich auf und beschränkt sich in den hochalpinen und nivalen Zonen auf kleinräumige Flächen an wenig bewegten, südlich exponierten Standorten.
- Die **große Reliefenergie** in den Hochalpen bedingt einen häufigen Wechsel der geomorphologischen Standortssituation. Dadurch ändert sich die Schneeverteilung und der Zeitpunkt der Ausaperung kleinflächig. Die Vegetation ist diesen Bedingungen durch kleinräumige Mosaik aus verschiedenen Pflanzengesellschaften angepaßt.
- Das **Ausgangssubstrat** wirkt sich abgesehen von Standorten mit stärkeren Humusaufgaben sehr deutlich auf die floristische Zusammensetzung der Vegetation aus („basiphile“ Kalk- und Kalkschiefer-Flora, „acidophile“ Silikat-Flora) (siehe GIGON, 1971, 1983).
- Im Gebirge laufen **bodenbildende Prozesse** aufgrund der niedrigen Temperaturen und der damit weniger effektiven biogenen Abbauprozesse und Nährstoffkreisläufe wesentlich langsamer ab. Im Vergleich mit den extremen klimatischen Bedingungen scheint jedoch die **Nährstoffversorgung** der Alpenpflanzen ein weit weniger bedeutender limitierender Ökofaktor zu sein (KÖRNER & LARCHER, 1988).

5.2.4 Vegetation oberhalb der Baumgrenze

Bezeichnend für die Gebirgsvegetation ist die **Kleinwüchsigkeit der Arten**, ihre **Langsamwüchsigkeit** und das Vorherrschen **ausdauernder, langlebiger** Chamaephyten und rasenbildender Hemikryptophyten. Untersuchungen von GRABHERR (1989) zeigten die extrem langsame vegetative Ausbreitungsgeschwindigkeit von Krummseggen-Klonen (etwa 1 mm pro

Jahr). Anuelle machen nur einen geringen Teil der Biomasse aus. In einigen alpinen Pflanzengesellschaften wird ein großer Teil der Biomasse von Kryptogamen gebildet (z. B. Moose und Lebermoose in Gesellschaften der *Salicetea herbaceae*, Flechten im *Caricetum curvulae* und im *Loiseleurio-Cetrarietum*).

Die Vegetationsverteilung im Hochgebirge wird vorwiegend durch die folgenden Gradienten bedingt:

- a) Höhengradient
- b) Reliefgradient bezüglich der Schneebedeckungsdauer
- c) Reliefgradient bezüglich der Standortstabilität
- d) Substratgradient bezüglich des Ausgangsgesteins und der Bodenbildung.

Die zonale Vegetation oberhalb der Baumgrenze wird entlang des Höhengradienten zunächst von Zwergsträuchern (*Loiseleurio-Vaccinietea*) und dann von langlebigen Gräsern und Seggen in klonalen Populationen (*Caricetea curvulae*, *Seslerietea albicantis*) als Strukturbildner bestimmt (GRABHERR, 1995). Die Wind-Schnee- und Fels-Schutt-Gradienten (b und c) bedingen in ihren extremen Ausprägungen die Ausbildung von Standorten an denen ein Ökofaktor dominiert. An diesen Standorten kann sich azonale Vegetation gegenüber der konkurrenzbestimmenden zonalen Klimaxvegetation durchsetzen. An windexponierten Graten, wo die extrem tiefe Temperatur als limitierender Faktor zur Geltung kommt, finden sich Gesellschaften der *Carici rupestris-Kobresietea bellardi*. An feuchten Standorten mit schneebedingt kurzer Vegetationszeit kommen Assoziationen der *Salicetea herbaceae* und *Scheuchzerio-Caricetea fusca* zur Vorherrschaft. Auf felsigen Standorten dominieren Felsspaltengesellschaften der *Asplenietea trichomanis* während sich in bewegten Schutthalden, wo die mechanische Stresseinwirkung dominiert, *Thlaspietea rotundifoliae*-Gesellschaften durchsetzen können. An nährstoffreichen Sonderstandorten mit Akkumulation organischer Substanz bilden rascherwüchsige Pflanzen der *Mulgedio-Aconitetea* eine azonale Vegetation (vergl. GRABHERR, 1995).

a) Höhengradient

Oberhalb der Baumgrenze erstreckt sich die mehr oder weniger geschlossene Vegetation der alpinen Stufe (Zone) von der Untergrenze bei 2.000 m bis 2.400 m hinauf bis zu 2.700 bis 2.900 m. Die untere alpine Stufe ist höhenzonal dominiert von Zwergstrauchheiden (verschiedene Assoziationen aus der Klasse der *Loiseleurio-Vaccinietea*), die obere von alpinen Rasen (Assoziationen der Klassen *Caricetea curvulae* und *Seslerietea albicantis*). Nach oben, etwa ab der klimatischen Schneegrenze, schließt die nivale Stufe mit offener Fels und Schutt-Vegetation (Assoziationen aus den *Thlaspietea rotundifolii* und *Asplenietea trichomanis*) an, die in den Ostalpen bis zu den höchsten Gipfeln reicht.

Durch den steilen Höhengradienten liegen die Vegetationszonen im Gebirge räumlich nahe beinander und sind viel schmaler als in tieferen Lagen. Die Zonen sind durch Übergangsbereiche (Ökotone) abgetrennt. Die bedeutendsten Ökotone sind die Wald- bzw. Baumgrenze, die Zwergstrauchgrenze, die Grenze der geschlossenen Rasen und die Grenze höheren pflanzlichen Lebens. Diese Ökotone folgen meist nicht deutlich abgrenzbaren Bereichen entlang von Isohypsen sondern erstrecken sich durch die hohe, reliefbedingte Standortvielfalt oft über mehrere 100 Höhenmeter.

b) Reliefgradient bezüglich der Schneebedeckungsdauer

Oberhalb der Waldgrenze ist die Schneeverteilung stärker von Relief und Wind abhängig. Die Schneemenge im Winter und die Dauer der Schneedecke wirken sich entscheidend auf die vorherrschende Pflanzengesellschaft aus. An den extremen Schneeböden (*Salicetea herbaceae*, *Arbidetalia caeruleae*) dominieren Moose, Lebermoose und feuchteliebende Gefäßpflanzen mit geringer Frosthärte. Viele Zwergsträucher der unteren alpinen Zone benötigen

ebenfalls eine winterliche Schneedecke. An Standorten mit geringer Schneedecke und besonders an den im Winter schneefreien Windkanten kommen die Klimaextreme voll zu Geltung und bewirken einen gedrunghenen, oft xeromorphen Pflanzenwuchs (mit speziellen morphologischen, anatomischen und ökophysiologischen Anpassungen) sowie oft einen hohen Flechtenanteil. Aufgrund der hohen Reliefvielfalt ist der Gradient entlang der Schneeverteilung (Gratlage/Muldenlage, Lee-/Luv-Seite, südliche/nördliche Expositionen) sehr kleinräumig. Pflanzengesellschaften aus unterschiedlichen synsystematischen Klassen sind häufig auf engstem Raum nebeneinander oder in enger Verzahnung zu finden. Größere Bereiche gleichförmiger Vegetation sind zum Leidwesen der Vegetationskartierer nur selten anzutreffen.

c) Reliefgradient bezüglich der Standortsstabilität

Offt in starker Wechselwirkung mit der Schneeverteilung verursachen die häufig wechselnden Stabilitätsverhältnisse der Standorte einen weiteren meist kleinräumigen Gradienten für die Vegetationsverteilung. Besonders an der Obergrenze der alpinen Zone, also in der Auflösungszone der geschlossenen Vegetation, und in der Nivalzone kommt dieser durch unterschiedliche Substratstabilität bedingte Gradient stark zum Tragen.

d) Substratgradient bezüglich des Ausgangsgesteins und der Bodenbildung

Die geologischen Großräume der Ostalpen (Zentralalpen, Nördliche und Südliche Kalkalpen) sind zwar oft von Flußtälern gut voneinander getrennt, doch finden sich innerhalb der Zentralalpen häufig große Bereiche mit uneinheitlichen petrologischen Verhältnissen (z. B. um das Tauenfenster) die kleinflächige Mosaik aus „basiphiler“- und „acidophiler“ Vegetation bedingen.

In den Kalkalpen, wo „basiphile“ Vegetation vorherrscht, entwickelt sich an Standorten mit starker Humusbildung eine „säureliebende“ Vegetation die jener der Silikatalpen weitgehend entspricht.

5.2.5 Methodenadaptierung für das Monitoring in den Alpen

Grundsätzlich sei vorausgeschickt, das die externen Klima- und Geländebedingungen im Hochgebirge in der Planung von Monitoringerhebungen zu berücksichtigen sind. Nicht nur die Pflanzen sondern auch die Kartierer sind der auch im Sommer oft kalten und windigen Witterung ausgesetzt. Der Umfang des Arbeitsprogrammes ist der verkürzten Vegetationsperiode und der geringen Zahl von Schönwettertagen anzupassen. In der oberen Alpinzone und in der Nivalzone kommen im wesentlichen nur die Monate Juli und August für Vegetationsaufnahmen in Frage. Bedingt durch Regentage und Kaltlufteinbrüche mit Neuschnee reduziert sich die Arbeitszeit in durchschnittlichen Sommern auf nur etwa 30 Arbeitstage. Doch auch bei guter Witterung ist warme, wind- und regendichte Kleidung Voraussetzung für ein mehrstündiges, konzentriertes Arbeiten. In den Hochlagen ist auch alpinistische Erfahrung und dem Gelände entsprechende Ausrüstung (gutes Schuhwerk, gegebenenfalls auch Helm, Kletterseil und Gletscherausrüstung) notwendig. Die Arbeiten sollten nicht alleine durchgeführt werden, und Gefahrenpotentiale – etwa durch Steinschlag und Wetterumstürze mit Gewittern – sind stets zu beachten.

Die folgende methodische Darstellung zum Gebirgsmonitoring bezieht sich überwiegend auf die Felderfahrung der Autoren bei der Auswahl, Einrichtung und Aufnahme von Dauerflächen im altitudinalen und latitudinalen Grenzbereich pflanzlichen Lebens während der letzten 5 Jahre. Demzufolge ist in diesem Methodenkapitel hauptsächlich der hochalpin/nivale Lebensraum, mit offenen, stark vom Relief geprägten Vegetationsmustern, berücksichtigt und sollte nicht auf den gesamten Bereich oberhalb der Waldgrenze bezogen werden.

5.2.5.1 Auswahl des Erhebungsbereichs und Anordnung der Dauerflächen

Für statistische Auswertungen wäre es günstig die Probeflächen nach einer Zufallsverteilung in der Landschaft (random sampling) zu positionieren (WHITTAKER, R. H., 1978). Die praktische Umsetzung eines reinen random samplings ist jedoch bei den häufig heterogenen Vegetationsmustern durch den hohen Erhebungsaufwand nur beschränkt einsetzbar und wird selten angewendet. Häufiger verwendete Verfahren sind:

- a) die Verteilung der Stichproben in nach definierten Parametern abgegrenzten Straten (z. B. stratified random sampling),
- b) Probenflächen in fixen Intervallen (systematische Anordnung) entlang gut definierter Gradienten oder
- c) bei besonders heterogener Vegetationsverteilung, die Flächenverteilung mit unregelmäßigen Abständen – etwa an Gradientensprüngen, bis zur subjektiven Flächenauswahl bei kleinräumigen Sonderstandorten (WHITTAKER, R. H., 1978).

In den extremen Lagen der Hochgebirge ist ein stratified random sampling oder auch eine systematische Flächenanordnung aus folgenden Gründen nur sehr eingeschränkt anwendbar:

- 1) Durch die Schwierigkeit der Stratifizierung bei sehr hoher Standortvielfalt mit kleinräumigen Vegetationsmustern; große Flächen mit gleichförmiger Vegetation sind selten anzutreffen.
- 2) Durch die Notwendigkeit einer sehr großen Stichprobenzahl um die stark aufgelösten Vegetationsfragmente mit einer ausreichenden Anzahl von ähnlichen Vergleichsflächen („replicates“) zu erfassen;
- 3) Diese „patchiness“ der Vegetation nimmt zudem oft gerade in den schwer zugänglichen Bereichen zu. Ein Großteil dieser Gebiete muß jedoch aufgrund der Unerreichbarkeit ausgeschlossen werden. Diese Schwierigkeiten treffen besonders beim Monitoring entlang des großräumigeren Höhengradienten zu (z. B. für Fragestellungen zur Global Change-Thematik, vergl. 5.2.5.1). Dafür ist zunächst eine gründliche Erkundung des Arbeitsgebietes notwendig und die Einbeziehung subjektiver Auswahlkriterien unumgänglich. Zumindest die Vorauswahl der Untersuchungsbereiche ist aus Zeitgründen und bezüglich des Gefährdungspotentials bei den Aufnahmearbeiten (Steinschlag etc.) meist nur nach subjektiven Kriterien zu treffen. Auch für kleinräumige „sampling designs“, etwa zu Fragestellungen der Populationsbiologie einzelner Arten, ist die Auswahl von Flächen für „replicates“ oft nur nach gezieltem Absuchen möglich.

Die Auswahl der Flächen nach Zufallskriterien oder eine systematische Anordnung ist jedoch für Bereiche mit geringer Reliefausprägung durchaus zu empfehlen. In den Hochalpen sind gleichmäßige Flächen meist nur kleinräumig, etwa im Bereich mancher Schneeböden oder in Gletschervorfeldern zu finden. WHITTAKER, R. J. (1989) verwendete z. B. ein „stratified random design“ für Dauerflächen auf relativ flachen Gletschervorfeldern im norwegischen Hochgebirge. In den geologisch alten borealen Gebirgen Norwegens und besonders auf den oft ausgedehnten Plateauflächen der Arktis sind regelmäßige Strukturen, die sich über größere Flächen erstrecken, viel häufiger als in den steileren Alpen (siehe 5.2.6.3.1.1). Diesbezüglich ist dort die Probeflächenauswahl im allgemeinen wesentlich einfacher.

5.2.5.2 Störungseinfluß durch die Markierung, Verortung und Aufnahme von Dauerflächen

Bei Aufnahmeflächen, die für Wiederholungsuntersuchungen eingerichtet werden, ist die Vermeidung von Randeffekten durch die Erhebungsarbeiten besonders zu beachten. Im Hochgebirge reagieren offene, schuttreiche Standorte an steilen Hängen oder feuchte, moosreiche Schneeböden sehr empfindlich auf Trittbelastungen oder mechanische Einwirkungen durch die Flächenmarkierung. Der Betritt ist nach Möglichkeit auf feste Steine oder anstehenden Fels

zu beschränken. Bei Anordnung der Flächen in Transekten sollte die Einzelfläche auf bewegten Standorten nicht von allen Seiten von Nachbarflächen umgeben sein, um eine gute Zugänglichkeit zu gewährleisten. Zum Schutz der Randzonen auf flacheren Bereichen – besonders auf feuchten, moosreichen Stellen – empfiehlt es sich, eine Unterlage (z. B. Isomatte) zu verwenden. Weiters sind die Auswirkungen der Trittbelastung bei der Auswahl der Flächengröße und der Wahl der Beobachtungsfrequenz zu berücksichtigen (5.2.5.3 und 5.2.5.5).

5.2.5.3 Flächengröße

Vegetationsaufnahmen im Hochgebirge beziehen sich meist auf sehr kleine Ausschnitte der Vegetation. Die Flächengröße von 1 m² ist unter Berücksichtigung der Vegetationsstruktur, Individuengröße und des Minimumareals (siehe Kap. 4.3.6) oft ausreichend um eine Pflanzengesellschaft repräsentativ zu erfassen. Aufgrund der engräumigen Verzahnung verschiedener Assoziationen sind größere Flächen einer Pflanzengesellschaft ohnehin nur selten zu finden. Aus folgenden Gründen ist eine geringe Flächengröße für Dauerbeobachtungen im Gebirge wichtig:

- 1) Das Pflanzenwachstum und Migrationsprozesse laufen in kältegeprägten Regionen sehr langsam ab, und Veränderungen sind nur auf sehr kleinem Raum beobachtbar.
- 2) Die Artenverteilung und die Populationsstruktur ist durch die Abhängigkeit vom Mikrorelief und auch durch die geringe Individuengröße nur sehr feinskalig erfassbar. Dafür empfehlen sich Unterteilungen der Dauerflächen (Schätzflächen oder subplots, siehe Kap. 4.3.4) oder Frequenzaufnahmen zusätzlich zur Gesamtaufnahme (siehe 5.2.5.5.3).
- 3) Auf empfindlichen Standorten sollte die Fläche schon allein wegen der Trittbelastung klein sein.

Die Flächengröße und Anordnung ist natürlich sehr von der konkreten Fragestellung abhängig. Für die zum Zwecke der Klimafolgenforschung eingerichteten alpin/nivalen Dauerflächen am Schrankogel (siehe 5.2.6.2) wurde die Flächengröße von 1 m² in Transektanordnung gewählt, und zusätzlich wurden an ausgewählten 1 m²-Flächen auch 1 dm²-Zellen als Erhebungsflächen abgegrenzt. WHITTAKER (1989) verwendete für ein Gletschervorfeld-Monitoring Flächengrößen von 16 m² mit 400 Subquadraten. NIEDERFRINIGER-SCHLAG & ERSCHBAMER (1997) arbeiten mit 25 x 25 cm großen Flächen für ein experimentelles Monitoring auf Gletschermoränen und SAUBERER (1994) bezog sich für die Beobachtung der Wiederbesiedlung im Curvuletum auf Flächengrößen von 50x30cm bzw. 30 x 25cm.

5.2.5.4 Vermarkungs- bzw. Verortungsmethoden

5.2.5.4.1 Dauermarkierung im Gelände

Durch die große Geländemobilität, durch die Felsigkeit und die geringe Bodentiefe ist das dauerhafte Anbringen von Feldmarkierungen im Gebirge besonders schwierig. Die Position von Holzpflöcken oder Metallstiften kann leicht durch Bewegung des Substrats verändert werden. Meist können die Dauermarken nicht unmittelbar an den Eckpunkten der Flächen angebracht werden. Es sollten jedoch zumindest einige Markierungen an tiefgründigeren, stabileren Stellen im nahen Umfeld eines Transekts verankert, mit mehreren Dauerflächen-Eckpunkten exakt vermessen und auf einer Handskizze eingezeichnet werden. Dafür eignet sich z. B. Torstahl, der zur besseren Auffindbarkeit mit Signalfarben gekennzeichnet werden sollte. Am besten, allerdings sehr aufwendig, wären deutlich eingekerbte Vermessungsmarken auf anstehendem Fels.

5.2.5.4.2 Markierung für die Aufnahmearbeiten

Für die Erhebungsarbeiten empfiehlt es sich zusätzlich zu den Eckpunkten auch die Begrenzungslinien der Dauerflächen durchgehend zu kennzeichnen. Dafür eignen sich z. B. Rollmaßbänder, die durch die Meßskala auch als Schätzhilfe für die Ermittlung der Deckungswerte dienen. Aufgrund der hohen Substratmobilität und der extremen Witterung können diese aber kaum als Dauermarkierung verwendet werden. Kunststoffbänder werden zudem durch die intensive UV-Strahlung rasch brüchig. Für die kurzfristige Fixierung der Markierungsbänder eignen sich Drahteringe, dünne Holzpflocke, Bindendraht, Steine etc.. Dauerhafter als Kunststoff sind Aluminium-Bänder, die an flachen, wenig bewegten Standorten auch als permanente Markierung eingesetzt werden könnten. Aluminium-Bänder wurden von den Autoren zur Abgrenzung von permanent plots in der Hocharktis verwendet. Aussagen über den Wert als Dauermarkierung können jedoch erst im kommenden Arbeitssommer getroffen werden.

5.2.5.4.3 Signalflächen für Bildflüge

Für die Extrapolation der Arten- und Vegetationsverteilung in Probeflächen auf die Landschaft ist eine eigene Befliegung für die Erstellung hochauflösender digitaler Höhenmodelle notwendig (vergl. 5.2.5.2). Für diesen Bildflug sind die Erhebungsflächen, die als Referenzflächen für die räumliche Extrapolation der Vegetationsverteilung im Gesamtreief dienen, Luftbildsichtbar zu markieren. Dafür eignen sich weiße Kunststoffplatten als Signaltafeln, die an den Eckpunkten von Probeflächen oder Transekten angebracht werden. Auf guten Luftbildern im Abbildungsmaß von 1:5.000-1:7.000 sind Platten von 30 x 30 cm bzw. 90 x 30 cm noch sichtbar. Die Signalisierung der Flächen auf Luftbildern ist bezüglich der Wiederauffindbarkeit der Dauerflächen nur als Nebenprodukt bei der Erstellung von Höhenmodellen zu sehen und ermöglicht lediglich eine Groborientierung bei der Aufsuche der Flächen.

5.2.5.4.4 Verortung mittels Tachymeter-Vermessung

Zusätzlich sollten sämtliche Eckpunkte mit einem Tachymeter vermessen werden (dazu siehe REITER & FUSSENEGGER, dieser Band, Kapitel 4.11). Durch eine Tachymetervermessung ist die Lage der Punkte zentimetergenau zu verorten, und darüber hinaus ermöglichen diese exakten Vermessungsdaten die Bestimmung der genauen Seehöhe, der Geländeneigung und der Exposition der Dauerfläche.

5.2.5.4.5 Fotografische Dokumentation

Als Ergänzung zur Geländemarkierung und zur vermessungstechnischen Verortung sollte die Position der Dauerflächen fotografisch dokumentiert werden. Fotografische Aufnahmen erleichtern das Wiederauffinden der genauen Vermessungspunkte sehr, da sich die Vegetationsmuster (abgesehen vom Einfluß der Substratmobilität) nur sehr langsam verändern. An bewegteren, schuttigen Standorten können Fotos gemeinsam mit Tachymetervermessungen Auskunft über das Ausmaß der Substratbewegung geben. Für ein systematisches Abfotografieren sollten die Flächengrenzen durchgehend gekennzeichnet sein. An Standorten mit ausgeprägtem Relief ist jedoch die Abgrenzung sowie auch das Fotografieren schwierig. Stative können wegen des Zeitaufwandes und wegen der Geländesituation meist nicht sinnvoll eingesetzt werden. Flächengrößen von 1 m² können mit einem 28 mm-Objektiv für Kleinbildkameras bei einer Körpergröße von 180 cm gerade noch zur Gänze abgebildet werden. Kürzere Brennweiten sind wegen der starken Verzeichnung nicht zu empfehlen. Wenn die Bilder auch für Auswertungen der Artenverteilung herangezogen werden sollen, reicht die Abbildung von 1 m²-Flächen nicht aus. Der Ausschnitt sollte dann mindestens 50 x 50 cm betragen (vergl. 4.15.6.1). Schließlich ist beim Abfotografieren von Standorts- und Vegetationsstrukturen wichtig, daß die Arbeiten bei diffusem Licht (kein direktes Sonnen- oder Blitzlicht) durchgeführt werden. Beleuchtung die von einer konzentrierten Lichtquelle ausgeht, erzeugt ein verwirrendes Bild in dem die abzubildenden Muster durch scharfe Licht/Schatten-Grenzen unterbrochen sind.

5.2.5.5 Erhebungsparameter und Aufnahmemethoden

Die Frage nach der speziellen Aufnahmemethodik und auch nach der Beobachtungsfrequenz ist so sehr von der jeweiligen Zielsetzung abhängig, daß hier keine Regel für die ideale Hochgebirgs-Aufnahmemethode vorgegeben werden kann.

Für die Wahl der Beobachtungsfrequenz sind die sehr langsamen Wachstums- und Migrationsprozesse und die hohe Trittempfindlichkeit zu berücksichtigen. Jährliche Wiederholungsuntersuchungen sind im Hochgebirge meist wenig sinnvoll. Eine Beobachtungsfrequenz von mindestens 5 bis 10 Jahren ist bei natürlicher Sukzessionen notwendig um Veränderungen der Vegetationsmuster beobachten zu können.

Zur Aufnahmemethodik werden im gegenwärtigen Unterkapitel nur jene Methoden angesprochen, die von den Autoren im Hochgebirge angewendet wurden. Die ersten beiden Punkte beziehen sich auf Schätzmethode(n) (unterteilt nach abiotischen und biotischen Erhebungsparametern) der dritte auf Frequenzaufnahmen. Für die spezielle Methodik zu den vergleichenden Gipfeluntersuchungen, die sich auf die, zwar nicht eigens markierten, aber doch wiederauffindbaren, ältesten Dauerbeobachtungsflächen in den Alpen beziehen, sei auf das projektbezogene Kapitel 5.2.5.1 verwiesen.

5.2.5.5.1 Abiotische Parameter

Da die Verteilung der Vegetationsmuster im Hochgebirge sehr von der kleinräumig wechselnden Substratverteilung und vom Mikrorelief abhängig ist, sollten abiotische Standortparameter möglichst genau erfaßt werden. Neben der Seehöhe, der Exposition und Neigung der Fläche, die auch durch Tachymeter-Vermessung zu ermitteln sind, können Angaben zur Reliefhöhe und Relieffrequenz und zur prozentuellen Verteilung der vegetationsfreien Oberflächen (z. B. anstehender Fels, Anteil an Felsspalten, Blockwerk, Reg- und Ruhschutt, offenes Feinsubstrat) ohne allzugroßen Zeitaufwand gemacht werden. Die Reliefhöhe ist als maximaler Höhenunterschied innerhalb der Fläche normal zur Flächenebene messbar und zusätzlich als Median der Einzelhöhen aller Reliefstufungen in der Fläche zu schätzen. Die Relieffrequenz kann z. B. in einer verbal definierten, mehrstufigen Skala (z. B. 1 = eben, 2 = wenige, 3 = mäßig viele, 4 = viele, 5 = sehr viele Stufungen, stark zerfurchtes, felsiges Gelände) angegeben werden.

Erhebungen die mechanische Veränderungen zur Folge haben, wie etwa Probennahmen für Bodenuntersuchungen, sollten innerhalb der Dauerflächen vermieden werden, wenn diese nicht wesentliche Erhebungsparameter z. B. im Rahmen von experimentellen Monitoringstudien sind.

Die Aufzeichnung von Klimadaten (z. B. Temperatur, Einstrahlung, Niederschlag, Windrichtung und Windstärke etc.) wäre für Fragestellungen zur Vegetationsdynamik sehr wünschenswert. Die Errichtung von Klimastationen ist jedoch sehr teuer, wenn Messungen an mehreren, oft weiter entfernten Dauerflächen durchgeführt werden sollten, und zudem im Gebirge sehr aufwendig (Blitzschutzeinrichtungen etc.). Als wesentlich einfachere und billigere Alternative bieten sich neuerdings Temperaturmeßgeräte mit eingebauten Dataloggern an. Diese kaum faustgroßen Meßlogger können bei Meßintervallen von ca. 15 Minuten einen ganzen Jahresgang aufzeichnen. Anhand von Messreihen im Pflanzenbestand oder an der Bodenoberfläche könnten auch Informationen über deckende Schneefälle und Ausaperungszeitpunkte gewonnen werden. Diese Geräte sind für Dauerbeobachtungen hocharktischer Vegetation (siehe 5.2.6.3) im Einsatz. Die ersten Jahres-Messreihen werden im Sommer 1997 vorliegen.

5.2.5.5.2 Biotische Parameter

In Vegetationsaufnahmen für Dauerbeobachtungen sollten neben den Gesamtdeckungswerten für die Gefäßpflanzen, Bryophyten und Flechten auch die Deckungen der einzelnen Arten in möglichst genauen Prozent-Schätzungen ermittelt werden. Die Braun-Blanquet-Skala ist für

Vergleichsuntersuchungen der langsamwüchsigen Hochgebirgsvegetation zu grob, um Aussagen über Vegetationsveränderungen machen zu können. Die Prozent-Deckungswerte sind bei gleichbleibenden Flächengrößen von 1 m² und Meßskalen an den Begrenzungslinien im Vergleich zu den üblichen, unregelmäßigen vegetationskundlichen Aufnahmeflächen gut anzuschätzen. In der oberen alpinen und nivalen Zone ist das genaue Schätzen auch durch die niedrige, oft +/- einschichtige Vegetation erleichtert. Wichtig ist die möglichst genaue Erfassung der gering deckenden Arten, wo die Schätzung in einer Schärfe von bis zu 0,01 % erfolgen sollte. Zu Schätzskalen für pflanzensoziologische Aufnahmen für Monitoringuntersuchungen (siehe Kapitel 4.15.1.4).

Die Deckungsschätzung kann durch Angaben zur Phänologie der Arten erweitert werden (z. B. der Fertilitätszustand der Pflanzen in einer mehrteiligen Skala:

- 1 = ausschließlich vegetativ,
- 2 = vorwiegend vegetativ,
- 3 = vegetativ und generativ,
- 4 = vorwiegend generativ,
- 5 = ausschließlich generativ).

Individuenzählungen, etwa zur Untersuchung von Populationsstrukturen, sind für 1 m² große Flächen sehr zeitaufwendig und bei den oft klonal wachsenden Grasartigen und bei flächigen Polsterpflanzen ist die Individuenabgrenzung sehr schwierig. Weniger zeitaufwendig können Informationen über die kleinräumige Vegetationsstruktur und die Soziabilität der Arten mit einer Frequenzaufnahme gewonnen werden, die als Ergänzung zur Deckungsschätzung zu empfehlen ist.

5.2.5.5.3 Frequenzaufnahmen

Frequenzaufnahmen mit Hilfe eines Schätzrasters (Schätzrahmen) sind gerade bei der niedrigwüchsigen Hochgebirgsvegetation relativ rasch durchzuführen. Dabei werden z. B. 1 m² große Dauerflächen mit dem Raster in 100 Zellen à 1 dm² unterteilt und als eigene Schätzflächen (bei Aufnahme von Deckungswerten) bzw. Erhebungsflächen (bei presence/absence-Zählungen) aufgenommen. Der Zeitaufwand ist für eine presence/absence-Zählung der Arten in 100 Zellen kaum doppelt so lang wie für eine 1 m²-Aufnahme mit gründlicher Prozent-schätzung der Arten und Standortskomponenten. An Standorten mit stark ausgeprägtem Relief ist die Abgrenzung der einzelnen Zellen allerdings schwierig, da der Schätzrahmen nicht nahe über der Vegetation angelegt werden kann. Für diese sehr häufige Situation im Gebirge sollte ein Rahmen mit doppeltem Rasternetz verwendet werden. Die genau übereinander liegenden Schnüre der beiden Netze (Abstand zueinander mindestens 2 cm) ermöglichen ein einfaches Anvisieren der Flächenbegrenzung. Der Doppelnetzrahmen sollte nicht aus Holz gefertigt sein, das sich verziehen kann, sondern besser aus leichten Aluminium-Profilstangen. Die Doppelnetz-Konstruktion eignet sich zudem auch für die Punkt-Quadrat-Methode (siehe Kap. 4.15.4, 4.18.2), die im Rahmen eines großen, experimentellen Tundra-Monitoring-Programms (ITEX, siehe 5.2.6.3) Anwendung findet.

5.2.6 Projektbezogene Monitoringarbeiten in kältegeprägten Lebensräumen

Die hier vorgestellten Hochgebirgs- bzw. Arktis-Projekte beinhalten als eine der wesentlichen Aufgabenstellungen die Dauerbeobachtung kältegeprägter Vegetation in Hinblick auf Auswirkungen des anthropogen bedingten Klimawandels. Die besondere Relevanz für die Nutzung von Ökosystemen an den Kältengrenzen als Indikatoren des globalen Klimawandels ergibt sich aus der hohen Klima-Sensibilität der Biozönosen in den extremen Hochgebirgslagen und in den Polargebieten (MARKHAM et al., 1993; OECHEL, 1993; KÖRNER, 1994).

Abiotische Ökofaktoren, insbesondere der Einfluß des Klimas, dominieren im Hochgebirge über Konkurrenzfaktoren und direkten menschlichen Einflüssen. Deshalb könnten Effekte von Klimaveränderungen in Hochgebirgsphytozönosen unmittelbarer und deutlicher, sozusagen mit geringerem „Hintergrundrauschen“, erkennbar sein als in Phytozönosen tieferer Lagen. Durch die Langsamwüchsigkeit der Gebirgspflanzen sind zwar relativ lange Beobachtungszeiträume notwendig, doch gerade aufgrund dieser Eigenschaft und wegen der vorwiegend langlebigen, ausdauernden Arten, wirken sich besonders die Einflüsse längerfristiger Klimaveränderungen, die sich über mehrere Jahre und Jahrzehnte erstrecken, auf die Vegetationsentwicklung aus. Kurzzeitige Klimaschwankungen sind hingegen kaum ein bestimmender Faktor für die Populationsdynamik von Hochgebirgspflanzen. Der hohe Indikatorwert der Hochgebirgsvegetation für Effekte des globalen Klimawandels ergibt sich also nicht nur aus den im Gebirge überwiegenden klimatischen Ökofaktoren und durch die Unberührtheit von menschlichen Einflüssen, sondern auch durch die hohe Sensibilität für längerfristige klimatische Veränderungen.

Verschiedene Szenarien warnen vor einem drastischen Wandel von Gebirgsökosystemen als Konsequenz eines anthropogen bedingten Temperaturanstiegs (OZENDA & BOREL, 1991; NILSSON & PITT, 1991; BARRY, 1994; HAEBERLI, 1994). Ein Höherwandern von Gebirgspflanzen könnte zu folgenschweren Veränderungen der schmalen Vegetationszonen im Gebirge und zu Artenverlusten führen. In Wechselwirkung mit dem Wandel der Vegetationsverteilung sind Veränderungen der Hangstabilität und der Hydrologie zu erwarten. Unstabile Übergangszonen könnten entstehen, deren Verhalten weitgehend unvorhersehbar wäre.

Ein Nachweis für den klimainduzierten Florenwandel konnte für die subnival/nivale Vegetationszone der Alpen anhand von vergleichenden Gipfelstudien bereits erbracht werden (GRABHERR et al., 1994). Auch für die Polarregion der Antarktis wurde mit Hilfe von Monitoring-Untersuchungen eine deutliche Zunahme der Abundanz von Gefäßpflanzen während der letzten 30 Jahre festgestellt (FOWBERT & LEWIS SMITH, 1994).

Im Folgenden wird die konkrete Monitoring-Methodik zu drei Global Change-Projekten dargestellt:

- 1) zur soeben angesprochenen Gipfelstudie mit relativ großflächigen, nicht vermarkten Dauerbeobachtungsflächen,
- 2) zur Gradientenstudie am Schrankogel, Tirol, mit kleinflächigen, exakt verorteten Dauerflächen und
- 3) zum experimentellen Monitoring auf kleinen, verorteten Flächen in der Arktis.

5.2.6.1 Hohe Alpengipfel als Monitoringflächen für den globalen Klimawandel

Wie für kein anderes Gebirge der Erde existieren für die Europäischen Alpen historische Florulae (vollständige Artenlisten der Gefäßpflanzen) von alpinen und nivalen Gipfeln. Diese Gipfelzonen können als Referenzflächen für Monitoring-Untersuchungen herangezogen werden. Im Zuge einer umfassenden Literaturrecherche konnten 132 Gipfel florulae gefunden werden, die zum Teil bis ins 19. Jahrhundert zurückreichen, mit der ältesten Erhebung aus dem Jahre 1835. Auf 30 dieser Gipfel, ausgewählt nach der Genauigkeit der Abgrenzung des Erhebungsgebietes, wurden 1992 und 1993 Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt. Die Eignung für Monitoring-Studien war durch die leicht auffindbare Gipfelloge und durch die genaue Angabe der Untergrenze des untersuchten Bereichs gegeben.

5.2.6.1.1 Die historischen Ausgangsdaten

Die ausgewählten historischen Ausgangsdaten stammen von Silikat- und Karbonat-Gipfeln der subnival/nivalen Vegetationszone (vorwiegend über 3000m s. m.) vom schweizerischen Graubünden bis zu den Hohen Tauern. Die Aufnahmebereiche und die Genauigkeit der Erhebungen sind unterschiedlich. Meist beziehen sich die Angaben auf die obersten 15 oder 30 Höhenmeter mit einem Minimum von 2 m und einem Maximum von 50 Metern. Innerhalb dieses Bereichs wurden Artenlisten der Gefäßpflanzen erstellt.

Dieser Minimalanforderung für Wiederholungsuntersuchungen, die sich aus der Angabe des aufgenommenen Höhenmeterbereichs vom höchsten Gipfelpunkt abwärts und der Vollständigkeit der Artenlisten für diesen Bereich ergibt, entsprechen die Erhebungen von SCHIBLER (1898); RÜBEL (1912); BRAUN (1913); KLEBELSBERG (1913) und REISIGL & PITSCHELMANN (1958). Für einzelne Gipfel sind zudem Daten über Vitalität und Exposition der jeweils höchststeigenden Exemplare vorhanden, die jedoch nicht für alle Arten angegeben sind. Mit den Arbeiten von BRAUN (1913) und insbesondere von BRAUN-BLANQUET (1958) liegen auch detaillierte Ausgangsdaten für 13 Gipfel vor, die metergenaue Obergrenzen für alle Arten der höchsten Gipfelbereiche enthalten. Für einen Berg (Piz Linard in Nordost-Graubünden), der zwischen 1835 und 1947 bereits 6 mal untersucht wurde, existiert sogar eine Verbreitungskarte der Gefäßpflanzen-Populationen innerhalb der obersten 30 Höhenmeter (BRAUN-BLANQUET, 1957).

5.2.6.1.2 Methodik der Wiederholungsuntersuchungen

In den Sommern 1992 und 1993, 97 bis mindestens 39 Jahre nach den historischen Erhebungen, wurden die Wiederholungsuntersuchungen an den 30 ausgewählten Gipfeln durchgeführt. Ein Beispiel für den Erhebungsbereich auf einem nivalen Silikatgipfel ist in Abb. 101 gegeben. Wir kartierten den vom Erstautor angegebenen Höhenbereich einschließlich auch durchaus ausgesetzter und schlecht zugänglicher Felszonen, soweit sie ohne Kletterseil erreichbar waren. Unzugängliche Bereiche wurden mit einem Fernglas eingesehen. Die Gipfelaufnahmen wurden stets mindestens von zwei Kartierern durchgeführt. Beide Kartierer suchten unabhängig voneinander nach Möglichkeit den gesamten Bereich ab. Dadurch war anschließend eine Überprüfung der Vollständigkeit der Aufnahme möglich. Überdies sind Gipfelerhebungen in der subnival/nivalen Zone durch Einzelpersonen aus Sicherheitsgründen nicht zu empfehlen.

Für jede gefundene Art wurde das Höchstvorkommen mindestens in einer Schärfe von zehn Höhenmetern, meist jedoch wesentlich genauer, aufgezeichnet. Besonders in den oberen Bereichen, bis mindestens zehn Höhenmeter abwärts, hielten wir die höchsten Vorkommen metergenau fest.

Die Feststellung der Untergrenze des Kartierungsbereichs und der Höhe der einzelnen Arten erfolgte anhand von zwei unterschiedlichen Methoden:

- 1) Die grobe, 5-10 m genaue Ermittlung der Höhe wurde mit Hilfe von mehrmals am Gipfel nachjustierten Höhenmessern (Thommen) durchgeführt.
- 2) Für die genaueren Angaben (im Meterbereich) diente die Anzahl der Körperlängen (Körperlänge bis zu Augenhöhe) vom Gipfel bis zu einem Fundort (bzw. zur Untergrenze des Erhebungsbereichs) als Maß. Diese Methode der Höhenbestimmung erfolgte mit Hilfe eines Neigungsmessers, der im steilen Gipfelgelände ein genaues Anvisieren von horizontal zur Augenhöhe gelegenen Meßstandpunkten ermöglichte. Zur Überprüfung wurden von beiden Kartierern mehrmals die selben Strecken „abgemessen“, was, bei sorgfältiger Durchführung, auch bei Höhenbereichen von 20 Metern zu sehr ähnlichen Ergebnissen führte (Abweichungen von nur wenigen Dezimetern).

Zusätzlich zur Höhenangabe zeichnen wir die Exposition und den Vitalitätszustand der Höchsfunde auf. Für am Gipfel seltene Arten wurde auch der genaue Standort (Entfernung und Himmelsrichtung vom höchsten Gipfelpunkt) festgehalten.

Als letzter Arbeitsschritt wurden Häufigkeitsangaben für jede Art nach einer 8teiligen Skala vergeben, die sich auf den gesamten Erhebungsbereich beziehen. Die floristischen Beobachtungen wurden durch Angaben zur Morphologie, Petrologie und zu den Substratverhältnissen der Gipfelbereichs sowie durch eine ausführliche Fotodokumentation ergänzt. Die Gipfelkartierung beanspruchte jeweils zwischen zwei und sieben Stunden, meist jedoch etwa vier Stunden.

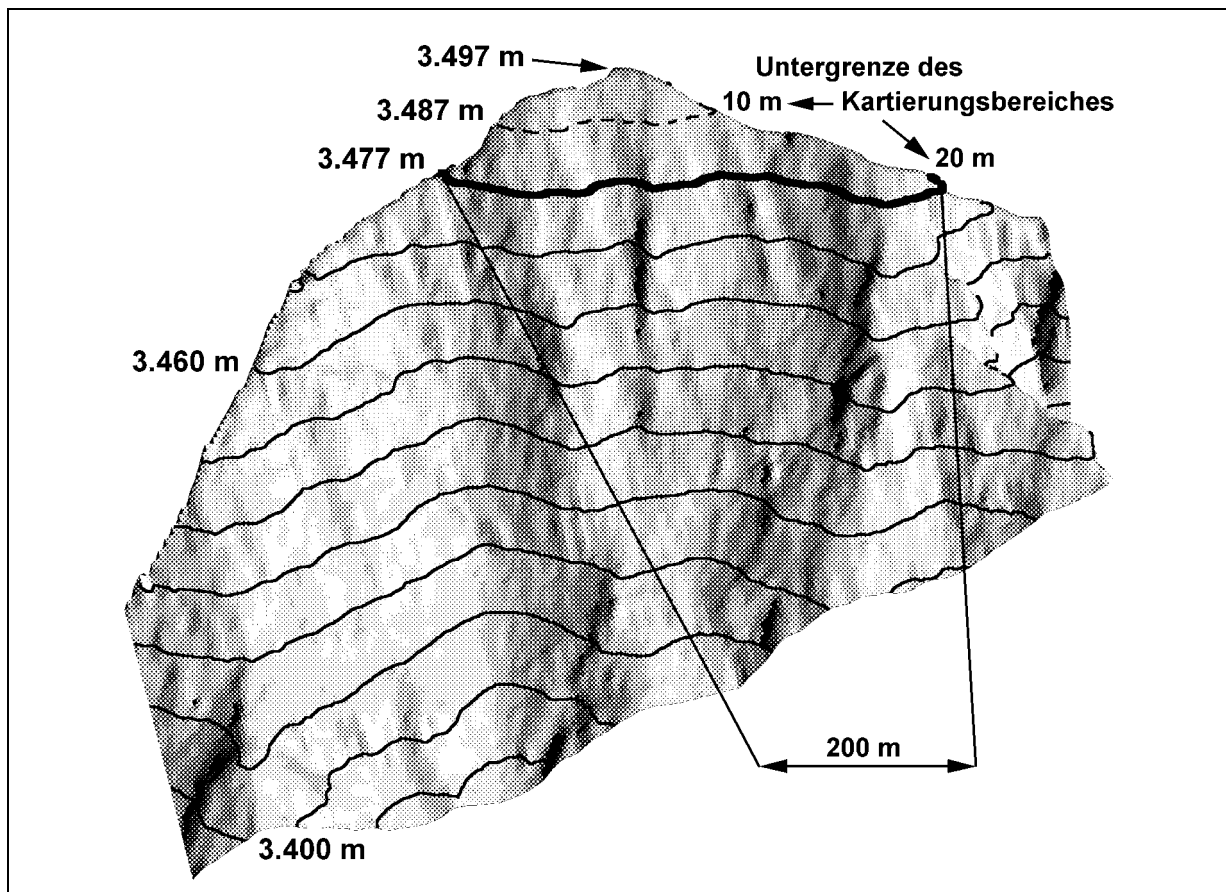


Abb. 97: Erhebungsbereich auf einem nivalen Silikatgipfels am Beispiel des Schrankogels, Stubaier Alpen.

5.2.6.1.3 Datenvergleich und Interpretation der Ergebnisse

Beim Datenvergleich der historischen mit den neuen Aufnahmen mußten für Neufunde und für nicht wieder gefundene Arten Gewichtungen eingesetzt werden. Sehr seltene Arten wurden mit 0,25 und seltene 0,5 bewertet. Bei historischen Funden wurde durch das Fehlen von Abundanzangaben der Wert 0,7 verwendet, was dem Mittelwert aller Abundanzangaben in den Neuaufnahmen entspricht. Diese Gewichtungen wurden eingesetzt, da nicht ausgeschlossen werden konnte, daß wir oder die historischen Autoren die eine oder andere seltene Art übersehen haben könnten. Nur für häufige Arten und für Arten, die sowohl in der alten als auch in der neuen Aufnahme vertreten waren, wurde das Gewicht 1 vergeben. Um einen Vergleichsmaßstab für die unterschiedlich alten Erstaufnahmen zu erhalten, wurde der Zeitraum zwischen historischer und aktueller Aufnahme durch die Zahl der dazwischen liegenden Dekaden dividiert. Das Vergleichsergebnis ist demzufolge die gewichtete Artenzahlveränderung pro 10 Jahre (siehe GOTTFRIED et al., 1994).

Für die meisten Gipfel konnte der Großteil oder alle historischen Angaben bestätigt werden. Darüber hinaus zeigten 21 von 30 Gipfel einen deutlichen gewichteten Artenzuwachs. Auf elf Bergen lag die Zunahme über 35 % mit einem Maximum von 143%. Große Artenzuwächse waren vor allem auf Bergen mit festen Graten und geringer Substratmobilität zu verzeichnen, während sich die Artenzahl auf Gipfeln mit starker Erosionsbelastung kaum änderte. Der sukzessive Anstieg der Artenzahl am Piz Linard von einer Art im Jahr 1835 auf 11 Arten im Jahr 1947 konnte mit der 1992er Wiederholungsuntersuchung nicht wieder bestätigt werden. Im Vergleich mit der Karte von 1947 konnte aber für fünf Arten eine Zunahme der Abundanz festgestellt werden.

Die deutliche Zunahme der Artenzahl auf 70 % der Berge ließ keinen Zweifel am Trend des Höherwanderns von Alpenpflanzen. Dieser Trend steht sehr wahrscheinlich in Zusammenhang mit der Klimaerwärmung seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts. Darüber hinaus konnten auf Basis von metergenauen Höhenangaben für zehn Gipfel erste Richtwerte für die Mindestgeschwindigkeit der Migration von häufigen Arten ermittelt werden. Diese Werte liegen zwischen null und vier Meter pro Jahrzehnt. Für detailliertere Ausführungen zu den Ergebnissen dieser Gipfelstudie sei auf GRABHERR et al. (1994, 1995), auf GOTTFRIED et al. (1994) und auf PAULI et al. (1996) verwiesen.

5.2.6.1.4 Weiterführung des Gipfelmonitorings

Die Fortsetzung der Dauerbeobachtung der Flora und Vegetation von Berggipfeln ist in den kommenden Jahren für den Aufbau eines Indikatornetzes für Reaktionen auf die Klimaerwärmung entlang des altitudinalen Gradienten von der Baumgrenze bis zur Nivalzone geplant. Die Untersuchungen werden sich dabei nicht nur auf subnival/nivale Berge mit historischen Aufnahmen beschränken, sondern es sind auch Gipfel tieferer Lagen (der untere und obere alpine Zone in möglichst unberührten Gebieten) einzubeziehen. Die Methodik für die geplanten Ersterhebungen soll um die kartographische Erfassung von Pflanzen- und Vegetationsverteilungen in den Gipfelbereichen erweitert werden.

Die aufsehenerregenden Ergebnisse der oben dargestellten Gipfelstudie gaben auch Anlaß zu einem umfangreichen vegetationsökologischen Projekt zur Klimafolgenforschung im alpin/nivalen Ökoton der Stubaier Alpen in Tirol. Die Monitoring-Arbeiten für diese Projekt werden im folgenden Kapitel dargestellt.

5.2.6.2 Transektstudien mit ‘permanent plots’ im alpin/nivalen Ökoton

Der Übergangsbereich zwischen den obersten Bereichen alpiner Rasen und der nivalen Schutt- und Felsvegetation – der alpin/nivale Ökoton – stand in den Jahren 1994 bis 1996 im Mittelpunkt einer Studie der Autoren dieses Abschnitts. Auf der breiten Südflanke des Schrankogels (Stubaier Alpen, Tirol, Österreich), der mit 3.497 m Seehöhe zu den höchsten österreichischen Dreitausendern zählt, wurde die große Anzahl von 1.094 permanent plots eingerichtet. Einerseits bilden sie die Grundlage für langfristiges Monitoring der Veränderungen, die infolge der globalen Erwärmung für diese Zone zu erwarten sind, andererseits lieferte die Ersterhebung den bislang umfangreichsten Vegetationsdatensatz aus dieser Höhenlage der Alpen. Auf seiner Basis werden Prognosen zur Veränderung der alpinen und nivalen Vegetation der Silikatostalpen erstellt. Die laufenden Untersuchungen der Monitoringflächen werden der Kalibrierung dieser Modelle dienen.

5.2.6.2.1 Anordnung, Fixierung und Verortung der *permanent plots*

5.2.6.2.1.1 Anordnung

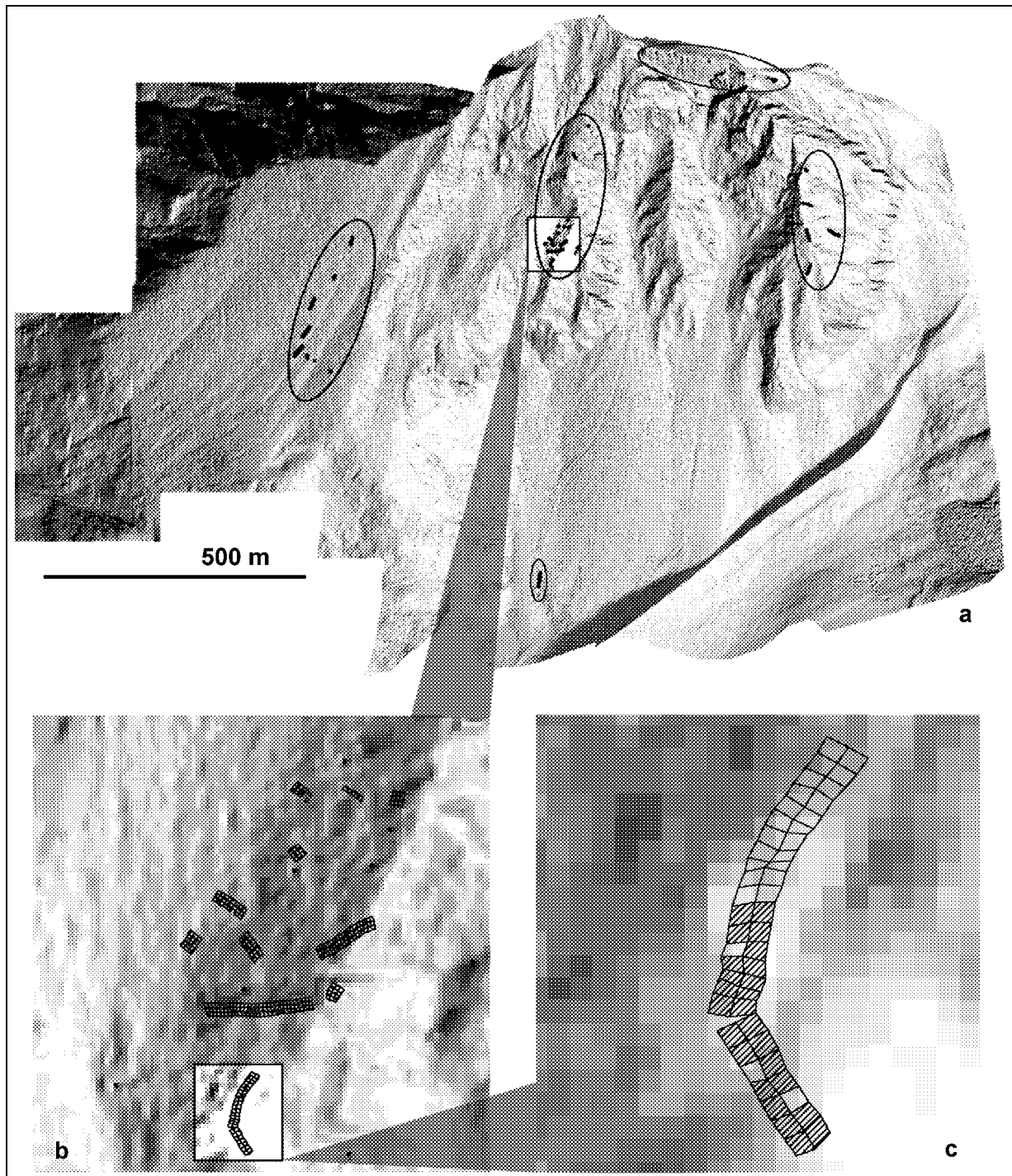


Abb. 98: Permanent plots in der hochalpin/nivalen Zone des Schrankogels (3497 m), Tirol. **a)** 1.094 plots von je 1 x 1 m, angeordnet in 35 Transekten von 2-3 m Breite und bis zu 30 m Länge, verteilt über vier typische Flanken- und Gratbereiche; Darstellungsgrundlage ist ein Digitales Höhenmodell (DHM) mit Rastergröße 1 m x 1 m, beleuchtet von SE. **b)** Transektbereich in der Südflanke, bei 3.100 m. **c)** Transekt an der Übergangszone alpiner Rasen und nivaler Schutt- und Felsvegetation; schraffiert: Vorkommen der Krummsegge (*Carex curvula*).

Für die Aufnahmeflächen (plots), die jeweils etwa 1 m² Fläche einnahmen, wurden Netze aus Kunststoff-Maßbändern angefertigt. Die Länge der Netze betrug maximal 30 m, die Breite 1 bis 3 m und die Maschenweite 1 m. Jede Einzelfläche dieses Netzes stellt einen 'plot' dar. Die endgültige Größe der Netze war vor Ort den Reliefgegebenheiten anzupassen. Insgesamt wurden 1.094 Einzelaufnahmen in 35 Netzflächen erstellt. Die Aufnahmenetze wurden im Bereich von Vegetationsgrenzen (etwa im Übergang vom geschlossenen *Caricetum curvulae* zu offener Pionierpolstervegetation) ausgelegt. Dabei wurde darauf geachtet, möglichst viele unterschiedliche Standortssituationen zu erfassen. Das unterste plot-Netz befand sich in etwa 2650 m Seehöhe, das höchste nahe dem Gipfel bei 3.460 m. Die große Menge der Flächen lag zwischen 2.900 m und 3.200 m Seehöhe (siehe Abb. 98). Die Numerierung der Netze erfolgte mit laufenden Nummern. Die Bezeichnung der Einzelquadrate wurde durch Rechtswert und Hochwert angegeben (z. B. bei einem 30 x 3 m großen Netz trug das links-unterste Quadrat die Positionsnummer 1-01, das rechts-oberste die Nummer 3-30).

5.2.6.2.1.2 Fixierung

Für die Aufnahmearbeit wurden die Netze vorübergehend im Gelände mit Draht befestigt. Unter Rücksichtnahme auf möglichst wenig Zerstörung des spärlich vorhandenen Bodens wurden die Kunststoffbänder mit 2 mm starken Drahtstiften in Felsspalten festgesteckt. Die meisten Netze wurden nach Beendigung der Aufnahmearbeiten wieder entfernt. Dauerhafte Fixierung in diesem stark vom Schuttumlagerungen und Steinschlag beeinflussten Gebiet erschien nicht zweckmäßig.

5.2.6.2.1.3 Verortung

Umso mehr Sorgfalt wurde der Verortung gewidmet. Der größte Teil der Flächen wurde als permanent plot eingerichtet. Im Hinblick auf die vergleichsweise langsamen Veränderungen der Vegetation dieser Zone (etwa die bekannt langsame Wanderung klonaler Arten wie *Carex curvula*) und ihre starke räumliche Strukturierung (patchiness), muß gewährleistet sein, daß bei Folgeerhebungen die plots genauestens, also im Bereich weniger cm Differenz, repositioniert werden können. Vier verschiedene Verortungsmethoden kamen zur Anwendung:

- a) Genaue geodätische Einmessung der vier Eckpunkte jeder Einzelfläche mittels Tachymeter. Als Bezugspunkt diente der Vermessungspunkt am Gipfel des Schrankogels. Von diesem ausgehend wurden insgesamt 23 Passpunkte festgelegt, von denen alle Eckpunkte der 1.094 Aufnahmeflächen vermessen werden konnten. Weiters wurde mit den Passpunkten die Genauigkeit der Vermessungen mittels eines Polygonzugs vom Gipfel über den SW-Grat zur Basis des Untersuchungsgebietes und über den E-Grat zurück zum Gipfel überprüft. Die absolute Genauigkeit der Koordinaten im Weltkoordinatennetz liegt im Bereich eines halben Meters, die relative Genauigkeit der Flächen zueinander im Zentimeter-Bereich. Diese Vermessungsdaten dienen nicht nur der Wiederauffindung im Freiland, sondern auch der photogrammetrischen Auswertung und Einbeziehung in ein Digitales Höhenmodell (siehe Kap. 5.2.6.2.4).
- b) Markierung der Netzflächen mit Dauermarken aus Torstahl. Die Metallstäbe wurden mit je einem gelbem Signalball (Tennisball) versehen. Wenn möglich wurden die Stäbe an den Eckpunkten der Transektnetze eingeschlagen. In Fällen zu felsigen Untergrunds wurde die Position der Torstahl-Marke zu allen vier Eckpunkten der Netze genau vermessen. Die Dauermarken dienen dem Wiederauffinden in 5, 10 oder 20 Jahren und sollten nach Möglichkeit in Abständen von einigen Jahren kontrolliert werden. Auf die Markierung jedes einzelnen permanent plots wurde verzichtet, weil
 - 1) der Zeit- und Personalaufwand zu groß wäre,
 - 2) der steinige Untergrund in den wenigsten Fällen das Einschlagen von Torstahl an jeder plot-Ecke ermöglichen würde und weil
 - 3) die Substratzerstörung zu erheblich wäre.

- c) Markierung wichtiger Orientierungspunkte mit weißen Signaltafeln, um sie auf einem Luftbild erkennbar zu machen. Sämtliche Passpunkte (siehe a) wurden mit 30 x 30 cm und 30 x 90 cm großen Tafeln markiert, die im Abstand von 30 cm an der Schmalseite zueinander angebracht sind. Weiters sind an allen Eckpunkten der Netzflächen 30 x 30 cm Tafeln (jeweils mit den Ecken das Netz berührend) fixiert. Zusätzlich wurde mindestens an einem Eckpunkt auch eine 30 x 90 cm Tafel in der selben Weise wie bei den Passpunkten angebracht. Das Untersuchungsgebiet wurde im Sommer 1994 befliegen und Schwarz-weiß-Luftbilder im Maßstab 1:4.000 bis 1:7.000 hergestellt. Anhand darauf erkennbarer Passpunkte wurden Bildpaare orientiert und damit Orthofotos und ein Digitales Höhenmodell (DHM) angefertigt. Dieses DHM ist extrem feinauflösend (Rasterweite 1 m x 1 m, z-Wert-Toleranz 10 cm). Für zwei Transektnetze, die nicht mit Tachymeter vermessen werden konnten, wurden die Eckpunkte jeder Aufnahmefläche aus den orientierten Luftbildern kartiert.
- d) Fotodokumentation: Jede einzelne Dauerbeobachtungsfläche wurde 1mal mit Farbnegativfilm (Fujicolor, ASA 100) und 1mal mit Farbdiafilm (Fujichrome Sensia, ASA 100) abfotografiert. Etwa 15 % der Flächen sind 2mal, von unterschiedlicher Perspektive (ebenfalls mit Diafilm) aufgenommen worden, um gegebenenfalls eine stereoskopische Auswertung zu ermöglichen. Für die Aufnahmen wurden Kleinbildkameras (Nikon FM2 und F3) mit 28 mm Objektiven verwendet. Beim Fotografieren mußte stets auf Beschattung durch Wolken geachtet werden, um eine möglichst gleichmäßige Ausleuchtung zu gewährleisten. Jedes Bild ist mit Datum und einer genauen Positionsangabe versehen. Zusätzlich zu den Einzelflächen-Fotos wurden Übersichten der gesamten Netze und einzelne Netz-Abschnitte mit jeweils sechs bis neun Flächen aufgenommen. Die Fotos sollen einerseits das Wiederauffinden der Einzelflächen mit ihrer genauen Lage gewährleisten. Dies wird durch die starke Relieferung mit eindeutig wiedererkennbaren Felsformationen auf den meisten Bildern möglich. Andererseits erlauben sie zumindest bis zu einem gewissen Maße (mit Ausnahme kleinflächig vorkommender Arten) eine Überprüfung der Vegetationsaufnahme. Vor allem aber werden sie optische Vergleichsmöglichkeiten zwischen der heutigen und zukünftigen Vegetationsstruktur bieten.

5.2.6.2.2 Erhebungsparameter

Entsprechend der unter 5.2.4.5 beschriebenen Methodik wurden folgende Attribute erhoben (alle %-Angaben sind als %-Deckung der Aufnahmefläche zu verstehen):

a) **Administrative Daten:** Transektnummer, Flächen-Rechtswert, Flächen-Hochwert, Datum, Kartierer/in, stichwortartige Wetterangabe, freier Kommentar, für die Aufnahme benötigte Zeit;

b) **Abiotische Angaben:**

- 1) **Relief:** absolute Reliefhöhe, Median der Reliefsprünge, Relieffrequenz;
- 2) **Boden:** % Bodenfläche gesamt (als Boden galt – im Gegensatz zu Schutt – bereits Feinsubstrat mit einer sichtbaren organischen Fraktion); dieser Parameter wurde weiter unterteilt in: % nackter Boden (ohne Kryptogamen), % auf Boden aufliegende Steine, % in Boden eingewachsene, teilweise noch sichtbare Steine;
- 3) **Schutt:** % Regschutt, % Ruhschutt;
- 4) **Fels:** % anstehender Fels; Spaltigkeit in einer 5teiligen Skala: 1 = keine Felsspalten, 2 = einige, 3 = mäßig viele, 4 = viele, 5 = sehr viele Felsspalten.

Für die Fraktionen Steine aufliegend, Steine eingewachsen, Regschutt und Ruhschutt wurden beurteilt: Wieviel % der Fraktion sind kleiner als 1 cm, 2-4 cm, 4-10 cm, 10-25 cm, und größer als 25 cm.

c) **Biotische Angaben:**

- 1) **Kryptogamen** (Flechten, Laubmoose, Lebermoose; Deckungsschätzungen für die Gesamtgruppe Kryptogamen, ohne Auftrennung in Arten): % auf Boden, % in (unter) Gefäßpflanzen, % auf aufliegenden Steinen, % auf eingewachsenen Steinen, % auf Regschutt, % auf Ruhschutt, % auf anstehendem Fels;

- 2) **Gefäßpflanzen:** % gesamt, % in Felsspalten (Gesamtheit der Felsspalten auf 100 % gesetzt); % Deckung für jede einzelne Gefäßpflanzenart, Vitalität für jede Art (5teilige Skala). Einige weitere Standorts-Attribute (Seehöhe, Exposition, Neigung) wurden nicht vor Ort kartiert, sondern später aus dem Höhenmodell (anhand der Tachymeter-Daten) berechnet (siehe 5.2.6.2.1.2c).
- d) In 30 ausgewählten Aufnahmeflächen wurden Frequenzanalysen der Gefäßpflanzenarten durchgeführt (zur Methodik siehe 5.2.5.5.3).

5.2.6.2.3 Wiederholungszeitraum

Auch unter derart raschen Klimaänderungen, wie wir sie heute erleben, verändert sich die Hochgebirgsvegetation nur langsam. Bisher bekannte *moving rates* von Hochgebirgspflanzen bewegen sich in Größordnung von höchstens einigen Höhenmetern pro Jahrzehnt (GRABHERR et al., 1995). Eine Wiederholung der Aufnahmen verspricht daher frühestens fünf, wahrscheinlich aber erst zehn Jahre nach unserer Erstaufnahme Erfolg. Durch die hohe Flächenzahl (1094 Einzelflächen) sollten Veränderungen, so sie stattfinden werden, nach dieser Zeit auch statistisch erfaßbar werden.

5.2.6.2.4 Ergebnisse

Naturgemäß werden die Ergebnisse der eigentlichen permanent plot-Untersuchung erst nach der ersten Wiederholungsaufnahme vorliegen. Die Daten der Ersterhebung wurden aber bereits umfassenden Analysen unterzogen. So wurde der Datensatz soziologisch untersucht, etwa um den sehr weiten Begriff des Androsacetum alpinae zu differenzieren. Die Standortspräferenz der Arten konnte bezüglich der Verteilung der abiotischen Erhebungsparameter analysiert werden. Mit Hilfe der Frequenzdaten wurden Artengruppen nach der Häufigkeit der gemeinsamen Vorkommen unterschieden und Frequenz/Deckungsdiagramme als Ausdruck der Soziabilität der Arten erstellt. Die Informationen aus den Analysen sollen in weiterer Folge der Charakterisierung der Arten in bezug auf die soziologische Assemblierung im alpin/nivalen Ökoton dienen und als eine der Grundlagen für die Erstellung einer Funktionaltypen-Klassifizierung und von prognostischen Distributionenmodellen Verwendung finden.

Eine weitere Anwendung des Datensatzes besteht in der Verknüpfung der erhobenen Artenverteilungen mit dem Digitalen Höhenmodell (siehe 5.2.6.2.1.3c). Aus dem DHM wurden zahlreiche Geländefaktoren – wie Exposition, Neigung, Rauigkeit, Nähe zu Gratlagen etc. – berechnet und den Aufnahmeflächen zugeordnet. Multivariate Analysen zeigten, daß derartige Faktoren einen großen Teil der hochalpinen und nivalen Vegetationsverteilung am Schrankogel erklären. Auf Grundlage des Höhenmodells und den Ähnlichkeitsbeziehungen zu den Erhebungsflächen wurden hochauflösende Verteilungskarten für Arten und Vegetationstypen extrapoliert.

Aus diesen Analysen werden nun Prognosen zu den klimabedingten Veränderungen der Vegetationsstruktur auf diesem typischen Silikatalpenberg abgeleitet. Durch die Wiederholungsuntersuchungen der permanent plots werden diese Hypothesen evaluierbar werden.

5.2.6.2.5 Anwendung in der Arktis

Die hier beschriebene Methodik wurde im Jahre 1996 von den Autoren auch in der Hocharktis zur Anwendung gebracht. Im Rahmen dieses Arktis-Projekts (s. nächster Absatz) wurden auf Franz Joseph Land 70 Quadratmeter permanent plots eingerichtet. Die Dauerflächen sind in Sets zu je zehn Flächen angelegt, mit Aluminiumbändern markiert und mit dem Tachymeter vermessen. An jedem Set wurde ein kleines Temperaturmessgerät mit Datalogger angebracht. Mit den Dauerflächen wurden die wesentlichen Vegetationstypen der hocharktischen polaren Kältewüste der nordwestlichen Zieglerinsel erfaßt. Ein direkter Vergleich der beiden Zonen, mit den Hochalpen am altitudinalen Limit der Pflanzenverbreitung und der Hocharktis am latitudinalen Limit, soll die Entwicklungsprognosen für beide Zonen wechselseitig vergleichbar machen.

5.2.6.3 Experimentelles Vegetationsmonitoring im Rahmen des 'International Tundra Experiment' (ITEX)

Seit 1993 führt Österreich Forschungsexpeditionen in die Hocharktis – nach Franz Joseph Land – durch. Dieser Archipel liegt in der Zone der polaren Kältewüste, sein größter Teil ist vergletschert. Lediglich 15 % der Landfläche sind wenigstens im Hochsommer schneefrei, beherbergen aber immerhin noch etwa 60 Gefäßpflanzenarten und etwa 270 Moos- und Flechtenarten.

Für hohe nördliche Breiten wurden besonders starke Klima- und Umweltveränderungen vorhergesagt (z. B. MITCHELL et al., 1990; CALLAGHAN, 1993). Reaktionen der nördlichen Biosphäre konnten bereits beobachtet werden, etwa in der Verschiebung der borealen Waldgrenze nordwärts (BALL, 1986). Besonders für die Ökosysteme der Arktis werden massive Auswirkungen infolge der Erwärmung als wahrscheinlich bezeichnet. Dies wird mit den durchschnittlichen Sommertemperaturen knapp über 0 °C und den Jahresmitteltemperaturen großer Bodenbereiche deutlich unter dem Gefrierpunkt begründet. Wenige Grade an Temperaturanstieg können dadurch extreme Veränderungen im Gefrier- bzw. Auftauregime herbeiführen (OECHEL, 1993).

Im Rahmen des 'International Tundra Experiment' (ITEX) wurden standardisierte experimentelle Methodiken zur Erfassung klimarelevanter Veränderungen der arktischen Vegetation entwickelt (MOLAU, 1993). Sie kommen derzeit in allen subarktisch/arktischen Ländern zur Anwendung, seit kurzem auch in Gebirgslebensräumen außerhalb der Arktis (z. B. in den Schweizer Alpen und in tropischen Hochgebirgen). Das Grunddesign der ITEX-Experimente sind oben offene Plexiglaskammern (Open Top Chambers, OTCs), welche die Lufttemperatur über dem Bestand um 2 °C, die Bodentemperatur um 1 °C anheben.

Im Sommer 1996 konnten die Autoren auf der Insel Ziegler, im Zentrum von Franz Joseph Land, den nördlichsten ITEX-site einrichten. Der sogenannte ITEX-CLIP-approach (Community Level Interaction Programm) soll hier zur Anwendung kommen. Dabei werden Flächengruppen zu je zehn Flächen von je 1 m² in möglichst homogen verteilter Vegetation angelegt. Nach der Ersterhebung sollen über drei Jahre drei verschiedene Veränderungen simuliert werden: Erwärmung (durch OTCs), verbesserte Nährstoffversorgung (durch Düngung), erhöhter Niederschlag (durch Bewässerung). Alle Kombinationen – zusammen mit zwei Kontrollflächen ergibt das zehn Flächen – werden beobachtet.

5.2.6.3.1 Flächenauswahl, Markierung, Verortung

5.2.6.3.1.1 Flächenauswahl

Typisch für das Franz Joseph Land sind ausgedehnte Plateaulandschaften, die je nach Dauer der Schneebedeckung, Windexposition und Kryoturbation unterschiedliche, aber meist großflächig homogene Kältewüstenvegetation zeigen. Diese Pflanzengesellschaften werden von Flechten und Moosen dominiert, zeigen aber oft erstaunlich hohe Artenzahlen an Gefäßpflanzen. Zehn und mehr Blütenpflanzenarten pro Quadratmeter sind keine Seltenheit. *Papaver polare* als beinahe ubiquitäre Art wird von Vertretern hauptsächlich der *Poaceae*, *Saxifragaceae* und *Charyophyllaceae* begleitet. Die Vegetationsbedeckung im Bereich der ITEX-Flächen erreicht 95% und mehr, was allerdings neben Moosen und Strauchflechten auf den hohen Anteil an Krustenflechten zurückgeht. Die Gefäßpflanzendeckung beträgt nur selten mehr als 5-10 %.

Auf einem dieser Plateaus grenzten wir ein Areal von 50 m x 50 m mit sehr homogener Vegetation der oben beschriebenen Zusammensetzung ab. Darin wurden 20 plots zu je 1 m² (das ergibt zwei Blöcke á zehn Flächen) zufällig verteilt.

5.2.6.3.1.2 Markierung

Im Gegensatz zu alpinen Lebensräumen (siehe 5.2.6.2) ist das flache Untersuchungsgebiet auf Franz Joseph Land nicht von derart starker Schuttlagerung und Steinschlag geprägt. ITEX-Erfahrungen haben gezeigt, daß Flächenmarkierung mit Metallstangen trotz kryoturbater Effekte mittelfristig haltbar ist.

Ein Eckpunkt jeder Fläche wurde mit einem Metallrohr (1,5 cm Durchmesser), das bis auf den Permafrost (in etwa 20cm Tiefe) in den Boden eingeschlagen wurde, markiert. Ein Fuß des gridframes, der für die Ersterhebung benützt wurde (siehe 5.2.6.3.2), kann in dieses Rohr eingeführt werden. An den drei anderen Ecken wurden Kreuze aus Aluminiumbändern befestigt. Eine Lochöse, die zwei Metallstreifen kreuzweise verbindet, markiert die genau Position des Eckpunktes. Die Kreuze wurden mit je vier 15 cm langen Allzweckschrauben im Boden verankert.

5.2.6.3.1.3 Verortung

Jeder Eckpunkt der plots wurde mit dem Tachymeter vermessen. Die Koordinaten liegen in einem lokalen System vor, das auf dauerhaft markierten Referenzpunkten im wenige hundert Meter entfernten Forschungscamp aufbaut. Die Flächenfotografien, die auch hier lückenlos angefertigt wurden, können – bei Verlust der Metallmarkierungen – in vielen Fällen zur exakten Repositionierung herangezogen werden (wie unter 5.2.5.2.1.2d beschrieben).

5.2.6.3.2 Erhebungsmethode

Die Ersterhebung folgte weitgehend den ITEX-Empfehlungen mit "Community Baseline Measurements for ITEX studies" (WALKER, 1995). Ein quadratischer Rahmen mit 1 m² Innenfläche wurde aus Aluminiumprofilen hergestellt. Darin wurden in zwei übereinander liegenden Schichten (2cm Abstand) zwei Schnur-Raster mit 10 x 10 cm Zellengröße gespannt (Randzellen nur je 5 x 10 cm). Der Rahmen war in vier zugespitzte Aluminiumrohre eingehängt. Jeder dieser vier Füße war höhenverstellbar und fixierbar. Die Spitzen wurden präzise in die Ösen der Markierungskreuze eingesetzt. Mittels Wasserwaage wurde der Rahmen anschließend durch Verschieben der Füße waagrecht justiert.

Durch Anvisieren über die beiden Fadenkreuze, die lotrecht übereinander zu liegen kommen, kann ein sehr kleiner Punkt der Vegetations- oder Substratoberfläche exakt bestimmt werden. Für die 100 Kreuzungspunkte jedes plots wurde die darunter befindliche Pflanzen- bzw. Substrat-Art aufgezeichnet (Punkt-Quadratmethode). Zwei Schichten wurden dabei berücksichtigt, wobei folgende Kombinationen möglich waren:

- a) Schicht1: Pflanze, Schicht2: Substrat,
- b) Schicht1: Pflanze (z.B Gras), Schicht2: Pflanze (z. B. Moos), und
- c) Schicht1: fehlt, Schicht2: Substrat.

Angesprochen wurden alle Gefäßpflanzenarten, sowie alle Moos- und Flechtenarten, soweit im Freiland eindeutig unterscheidbar. Das Substrat wurde unterschieden in Boden (Feinsubstrat < 3 mm, mit sichtbarem organischem Anteil), Feinschutt (< 3cm), Grobschutt (> 3 cm) und tote Biomasse. Wenn die Substratschicht nicht zerstörungsfrei feststellbar war (etwa unter dichten Moos- oder Flechtaufwüchsen), unterblieb die Ansprache dieser Schicht.

5.2.6.3.3 Wiederholungsaufnahme

Im Sommer 1997 wird die experimentelle Behandlung der Flächen beginnen. Sie sollte sich über mindestens drei Jahre erstrecken. Zum Einsatz kommen – wie erwähnt – Erwärmung, Düngung und Bewässerung. Danach soll die Wiederholungsaufnahme erfolgen. Dabei ist auf besonders genaue Repositionierung des Erhebungsrasters zu achten. Jedes Jahr müssen die Flächenmarkierungen kontrolliert und notfalls verbessert werden.

5.2.6.3.4 Temperaturmessungen

Im ITEX-Areal wurden auch zwei Miniatur-Datenlogger mit Temperaturfühler (siehe 5.2.5.5.1) installiert, an der Substratoberfläche, sowie 10 cm im Boden.

5.2.6.3.5 Messung der Permafrosttiefe

Über das 50 m x 50 m große ITEX-Areal wurde ein Raster von 10 m Maschenweite gelegt. Das ergibt 25 Kreuzungspunkte. Von diesen Kreuzungspunkten zufallsverteilt null bis neun Meter (in beiden Raumrichtungen) abweichend, erhält man 25 Punkte, die entsprechend einem systematic stratified unaligned (SSU) sampling scheme (z. B. IACHAN, 1985) angeordnet sind. Damit erreicht man optimale Raumausnutzung durch wenige Probenpunkte bei Vermeidung systematischer Punktverteilungen.

An diesen 25 Punkten wurde die Mächtigkeit der aufgetauten Bodenschicht (*active layer*) gegen Ende der Vegetationsperiode (Mitte August) gemessen. Dazu wurde eine 1 cm starke Metallstange definierter Länge eingeschlagen und die Länge (Stange minus Restlänge = Bodentiefe) bestimmt. Das Auftreffen der Stange am Permafrost ist durch den deutlich veränderten Klang beim Aufschlagen des Hammers hörbar.

Die durchschnittliche Tiefe der *active layer* betrug 21 cm. Die Auftautiefe ist damit die geringste aller ITEX-sites (Jerry BROWN, mündl. Mitteilung).

5.2.7 Literatur

- AUER, I.; BÖHM, R. & MOHNL, H. (1993): Die hochalpinen Klimaschwankungen der letzten 105 Jahre beschrieben durch Zeitreihenanalysen der auf dem Sonnblick gemessenen Klimaelemente. Jahresbericht des Sonnblickvereins, 88.-89., 1990-1991: 3-36.
- BALL, T. F. (1986): Historical evidence and climatic implications of a shift in the boreal forest tundra transition in central Canada. *Clim. Change* 8: 121-134.
- BARRY, R. G. (1994): Past and potential future changes in mountain environments: A review. In: *Mountain Environments in Changing Climates*, M. Beniston (ed.), Routledge, London: 3-33.
- BRAUN, J. (1913): Die Vegetationsverhältnisse der Rätisch-Lepontischen Alpen. *Neue Denkschr. Schweiz. Naturforsch. Ges.*, 48: 156-307.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1957): Ein Jahrhundert Florenwandel am Piz Linard (3414m). *Bull. Jard. Bot. Bruxelles*, Vol. Jubil. W. Robyns: 221-232.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1958): Über die obersten Grenzen pflanzlichen Lebens im Gipfelbereich des Schweizerischen Nationalparks. *Kommission der Schweiz. Naturforsch. Ges. zur Wiss. Erforschung des Nationalparks*, Bd. 6: 19-142.
- CALLAGHAN, T. V. (1993): Biospheric feedback mechanisms to a changing climate in the North. In: *Impacts of climatic change on natural ecosystems*, J.I. Holten, G. Paulsen and W.C. Oechel (eds.). NINA, Trondheim 1993.
- DÄHLER, W. (1992): Long term influence of fertilization in a Nardetum – Results from the test plots of Dr. W. Lüdi on the Schynige Platte. *Vegetatio*, vol. 103, no. 2: 141-150.
- DIEMER, M. (1992): Population dynamics and spatial arrangement of *Ranunculus glacialis* L., an alpine perennial herb, in permanent plots. *Vegetatio*, vol. 103, no. 2: 159-166.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen* 5. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart: 1095.
- FOWBERT, J. A. & LEWIS SMITH, R. I. (1994): Rapid Population Increases in Native Vascular Plants in the Argentine Islands, Antarctic Peninsula. *Arctic and Alpine Research*, vol.26, no.3, (1994): 290-296.
- GIGON, A. (1971): Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und Karbonatboden; Konkurrenz- und Stickstoffformenversuche sowie standortkundliche Untersuchungen im Nardetum und im Seslerietum bei Davos. *Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel* 48: 164.

- GIGON, A. (1983): Welches ist der wichtigste Standortsfaktor für die floristischen Unterschiede zwischen benachbarten Pflanzengesellschaften ? – Untersuchungen an alpinen Rasen auf Silikat, Karbonat und Serpentin. *Verh. d. Ges. f. Ökologie (Festschrift Ellenberg)*, Bd. XI: 145-160.
- GOTTFRIED, M.; PAULI, H. & GRABHERR, G. (1994): Die Alpen im "Treibhaus": Nachweise für das erwärmungsbedingte Höhersteigen der alpinen und nivalen Vegetation. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt*, München, 59: 13-27.
- GRABHERR, G. (1989): On community structure in high alpine grasslands. *Vegetatio*, vol. 83, nos. 1-2: 223-227.
- GRABHERR, G. (1995): Alpine vegetation in a global perspective. In: BOX, E.O. et al. (eds.): *Vegetation Science in Forestry*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 441-451.
- GRABHERR, G.; GOTTFRIED, M. & PAULI, H. (1994): Climate effects on mountain plants. *Nature*, vol. 369: 448.
- GRABHERR, G.; GOTTFRIED, M.; GRUBER, A. & PAULI, H. (1995): Patterns and current changes in alpine plant diversity. In: *Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences*, Chapin III, F. S. & Körner, C. (eds.). *Ecological Studies*, vol. 113, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 167-181.
- GRABHERR, G.; GOTTFRIED, M. & PAULI, H. (1994)-(1996): IGBP – Effekte globaler Umweltveränderungen auf die Biodiversität – Auswirkungen des Treibhauseffekts auf Flora und Vegetation des Alpenraums oberhalb der Waldgrenze. Zwischen- und Endberichte an die Österr. Akademie der Wissenschaften, Wien, unveröff.
- GRIEHSE, B. (1992): Vegetationskundlich-synökologische Untersuchungen zur Vegetationsdynamik in der Gamsgrube (Glocknergruppe). Diplomarbeit Universität Salzburg: 104.
- GRIEHSE, B. (1997): Vegetationskundliche Langzeitbeobachtungen im Sonderschutzgebiet Pifflkar – Kurzfassung einer Projektdarstellung 2.
- GRIEHSE, B. & PFEIFER, K. (1996): Erste Ergebnisse vegetationsökologischer Langzeitbeobachtungen im Sonderschutzgebiet Gamsgrube. *Wissenschaftliche Mitteilungen Nationalpark Hohe Tauern/Kärnten*, in Druck.
- HAEBERLI, W. (1994): Accelerated glacier and permafrost changes in the Alps. In: M. Beniston (ed.): *Mountain environments in changing climates*. Routledge, London: 91-107.
- HEGG, O. (1992): Long term influence of fertilization in a Nardetum – The experimental field of Dr. Werner Lüdi on Schynige Platte. *Vegetatio*, vol. 103, no. 2: 133.
- HEGG, O.; FELLER, U.; DÄHLER, W. & SCHERRER, C. (1992): Long term influence of fertilization in a Nardetum – Phytosociology of the pasture and nutrient contents in leaves. *Vegetatio*, vol. 103, no. 2: 151-158.
- IACHAN, R. (1985): Plane sampling. *Statistics & Probability Letters*, 3:151-159.
- JUNGMEIER, M. (1996): Nationalpark 2100, Langzeitmonitoring Nationalpark Hohe Tauern – Diskussions-Unterlagen zu den Workshops: Zieldefinition und Methoden. *Inst. f. Angewandte Ökologie, Klagenfurt*: 21.
- KIRCHMEIER, H. (1996): Auswirkungen des Pistenschilaufs auf die Pflanzengesellschaften der Komperdellalm (Tirol). Diplomarbeit Universität Wien: 154.
- KLEBELSBERG, R. (1913): Das Vordringen der Hochgebirgsvegetation in den Tiroler Alpen. *Österr. Bot. Zeitschr.*, Jahrg. (1913): 177-186 und 241-254.
- KÖRNER, C. (1986): Mechanismen der Standortsbewältigung bei Hochgebirgspflanzen. Ein weltweiter Vergleich. Vortrag gehalten in der Zool.-Bot. Ges., Wien am 22.1. 1986. *Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien (Selbstverlag)*: 13.
- KÖRNER, C. (1994): Impact of atmospheric changes on high mountain vegetation. In: M. Beniston (ed.): *Mountain environments in changing climates*. Routledge, London: 155-166.

- KÖRNER, CH. & LARCHER, W. (1988): Plant life in cold climates. In: Plant and Temperature, S. F. Long & F.I. Woodward (eds.). Symp. Soc. Exp. Biol., vol. 42, Cambridge, The Company of Biologists Ltd.: 25-57.
- LARCHER, W. (1984): Klima und Pflanzenleben im Gebirge. Universitas, Jg. 39, Wissensch. Verlagsges. m.b.H., Stuttgart: 629-638.
- LARCHER, W. (1987): Mountain plants. In: Frost survival of plants, A. Sakai & W. Larcher. Ecological Studies 62, (W. D. Billings, F. Golley, O. L. Lange, J. S. Olson & H. Remmert, eds.), Springer Verlag, Berlin: 218-229.
- MARKHAM, A.; DUDLEY, N. & STOLTON, S. (1993): Some like it hot: climate change, biodiversity and the survival of species. Gland: WWF, World Wide Fund for Nature:144.
- MITCHELL, J. F. B.; MANABE, S.; TOKIOKA, T. & MELESHKO, V. (1990): Equilibrium climate change. In: Houghton, J. T.; Jenkins, G. J. & Ephraums, J. J. (eds.): Climate change: the IPCC scientific assessment. Cambridge University Press, Cambridge: 131-172.
- MOLAU, U. (1993): ITEX Manual. International Tundra Experiment. Edited by Ulf Molau. Danish Polar Center, Copenhagen, May 1993: 29.
- MOSER, W.; BRZOSKA, W.; ZACHHUBER, K. & LARCHER, W. (1978): Ergebnisse des IBP-Projekts "Hoher Nebelkogel 3184 m". Sitzungsberichte der mathem.-naturw. Klasse, Innsbruck: 387-419.
- NIEDERFRINIGER-SCHLAG, R. & ERSCHBAMER, B. (1997): Mechanismen der Primärsukzession im Gletschervorfeld des Rotmoosferners – Kurzfassung einer Projektdarstellung in diesem Band.
- NILSSON, S. & PITT, D. (1991): Mountain world in danger – Climate change in the forests and mountains of Europe. Earthscan Publications Ltd., London: 196.
- OECHEL, W. C. (1993): Understanding the impact of climatic change on northern ecosystems. In: J. I. Holten; G. Paulsen & Oechel W. C. (eds.): Impacts of climate change on natural ecosystems with emphasis on boreal and arctic/alpine areas. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim: 5-8.
- OZENDA, P. & BOREL, J.-L. (1991): Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen in den Alpen. Internationale Alpenschutz-Kommission CIPRA, Kleine Schriften 8/91.
- PAULI, H.; GOTTFRIED, M. & GRABHERR, G. (1996): Effects of climate change on mountain ecosystems – upward shifting of alpine plants. World Resource Review, vol. 8, no. 3, Woodridge, Illinois, USA: 382-391.
- REISIGL, H. & PITSCHMANN, H. (1958): Obere Grenzen von Flora und Vegetation in der Nivalstufe der zentralen Öztaler Alpen (Tirol). Vegetatio, vol. 8: 93-129.
- ROBBERECHT, R. & CALDWELL, M. M. (1980): Leaf ultraviolet optical properties along a latitudinal gradient in the arctic-alpine life zone. Ecology, 61(3): 612-619.
- RÜBEL, E. (1912): Pflanzengeographische Monographie des Berninagebietes. Bot. Jahrbuch, Bd. 47: 1-4.
- SAUBERER, N. (1994): Untersuchungen zur Struktur und Dynamik eines Krummseggenrasens (*Caricetum curvulae*) in den Öztaler Alpen. Diplomarbeit, Universität Wien: 65.
- SCHIBLER, W. (1898): Über die nivale Flora der Landschaft Davos. Jahrbuch des Schweiz. Alpenclub, Jg. 33: 262-291.
- TOLLNER, H. (1969): Klima, Witterung und Wetter in der Glocknergruppe In: Neue Forschungen im Umkreis der Glocknergruppe. Wiss. Alpenvereinshefte 21: 83-94.
- WAGNER, H. (1965): Die Pflanzendecke der Komperdellalm in Tirol. Extrait de Documents pour la Carte de la Vegetation des Alpes III;
- WALKER, M. (1995): Community Baseline Measurements for ITEX studies In: Additions to the ITEX MANUAL. May 1995. Danish Polar Center. Kopenhagen.
- WHITTAKER, R. H. (1978): Direct Gradient Analysis. In: Whittaker R. H. (ed.): Ordination of plant communities. Dr. W. Junk b. v. Publishers, The Hague, Netherlands: 7-50.
- WHITTAKER, R. J. (1989): The vegetation of the Storbreen Gletschervorfeld, Jotunheimen, Norway. III. Vegetatio-environment relationships. Journal of Biogeography 16: 413-433.

5.3 Moor-Monitoring

von Christian Ginzler und Gert Michael Steiner

5.3.1 Summary

Mires represent the most important archives of vegetation and climate history since the last ice-age and are therefore long-term monitoring systems themselves. But this is only one out of several reasons for the importance of mire monitoring. The naturalness of the mires, their role as a gen-pool for rare and highly specialised species, their importance for water quality and resources as well as threat by land use and peat extraction are all of similar importance.

In the late 60ies the awareness of their value rose when people in some European countries realised that all mires have been destroyed by peat extraction, drainage or agricultural use. Mire rehabilitation suddenly became important, and much money was spent in the Netherlands and Germany to restore the hydrological functions of damaged bogs. Together with rehabilitation monitoring programmes were set up to evaluate the success of the methods applied.

The industrialisation of agriculture caused a dramatic loss of fenland formerly used for litter production. The outstanding beauty of these fens and their richness in rare species were the reason for a change in the minds of the people living in these regions. They felt as if they had lost an important aspect of their cultural landscape and started to maintain these sites by management. As this was not done in the traditional way but with mowing machines, the monitoring of the results would have been necessary. Unfortunately money was only spent for the activity itself but not for its evaluation. Similar problems arose in higher altitudes, where overgrazing and tourism (e.g. skiing) caused damage and disturbance of mires. Only in very few cases monitoring was used to document the changes in species composition. But only with the knowledge of the effects of disturbances it is possible to prevent the mires from deterioration.

During the last two decades mire inventories have been carried out in many countries in order to find out what was left and as a basis for conservation programmes. In Switzerland, the results of the inventories were the reason for the Rotenthurm referendum in 1987 where people decided to protect all mires and mire landscapes of national importance by constitutional law. As the resulting costs and the public awareness after the referendum were very high, a monitoring programme was set up to evaluate the results with respect to quantitative and qualitative aspects of the mires protected.

Thus, three main topics of mire monitoring together with a number of methods already tested are described in this paper:

- Monitoring of mire rehabilitation
- Method used: Monitoring of mire hydrology
- Monitoring of litter meadow management; effects of grazing and tourism
- Methods used: Vegetation monitoring on plots chosen with random or stratified random sampling for ski-runs, meadows and pastures; gradient analysis on 1 m² plots subdivided into 100 1 dm² quadrats for linear disturbances (e.g. ski-lifts).
- Monitoring on a national scale
- Methods used: Different remote sensing techniques.

All methods described were evaluated with respect to their expense and costs.

5.3.2 Gründe für ein Moormonitoring

Moore sind neben den Sedimenten von Seen die wichtigsten Monitoring-Objekte für den Zeitraum nach der Würmeiszeit. Durch die stetige Torfakkumulation, dem wichtigsten Charakteristikum von Mooren, werden Informationen über Vegetation und Klima in Form von Pollen und Pflanzenresten gespeichert. Damit steht uns in Gestalt der Moore ein Archiv der Vegetations- und Klimageschichte aber auch der Entwicklung der Moore selbst zur Verfügung, das einen Zeitraum von mehr als 16.000 Jahren abdeckt. Hier sind die so wichtigen Basisdaten zur Beobachtung und Interpretation gegenwärtiger und künftiger Veränderungen zu finden.

Nützt man neben den Methoden der Pollen- und Großrestanalyse auch noch die Möglichkeiten der chemischen Analyse, erweitert sich das Spektrum des Archivs um Daten zur Veränderung der Luft- und Wasserqualität. Auf diese Weise läßt sich der Einfluß menschlicher Aktivitäten aber auch natürlicher Ereignisse in Form von Immissionen vom Neolithikum bis hin zur jüngsten Vergangenheit (Tschernobyl) nachvollziehen (SHOTYK, 1994).

Alleine schon diese Eigenschaft macht die Moore zum Gegenstand besonderen Interesses für das Monitoring, es gibt aber noch eine ganze Reihe von anderen Gründen, Moore als Monitoring-Objekte heranzuziehen. LINDSAY (1993) nennt neben ihrer Funktion als Archive fünf weitere Aspekte:

1. Moore sind natürliche oder naturnahe Systeme, deren Entwicklung uns schon alleine aus Gründen des Naturschutzes ein Anliegen sein müßte.
2. Moore sind stark gefährdete Ökosysteme, da sie einerseits als Sumpf- und Ödland für die Landwirtschaft unbrauchbar waren und sind, andererseits aber das wertvolle Produkt Torf enthalten, das zur Energiegewinnung, als Heilmittel oder als inertes Substrat für die Humuswirtschaft dient. Beide Aspekte haben dazu geführt, daß in den stark besiedelten Zonen der Nordhemisphäre die meisten Moore entwässert oder abgetorft wurden.
3. Moore sind wichtige Gen-Pools für eine an die speziellen Bedingungen des Wasserüberschusses angepaßte Garnitur von Pflanzen und Tieren, die, obwohl ursprünglich in den Feuchtgebieten weltweit verbreitet, heute zu den am meisten gefährdeten Arten zählen.
4. Die Bedeutung von Mooren und Feuchtgebieten ganz allgemein geht aber weit über das Ökosystem als solches hinaus. Als wichtige Bestandteile des Landschaftswasserhaushaltes, der Wasserrückhaltung und Wasserreinigung wurden sie erst erkannt, als es schon fast zu spät war, und gerade über diese Funktion der Moore ist unser Wissen nach wie vor ausgesprochen gering.
5. Neben diesen Funktionen im Bereich des Landschaftswasserhaushaltes sind Moore die wichtigsten terrestrischen Entsorgungssysteme der Natur. Sie reinigen nicht nur das Wasser, indem sie Nährstoffe und vor allem Nährstoffüberschüsse in ihrem Torfkörper festlegen und damit dem Nährstoffkreislauf entziehen, sie sind auch wichtige Kohlenstoffspeicher (carbon sinks), eine Eigenschaft, die gerade in einer Phase globaler CO₂-Anreicherung nicht zu unterschätzen ist und damit den Mooren auch eine wichtige Rolle im Bereich globaler Stoffkreisläufe zuweist (SHOTYK, 1994).

5.3.3 Inventare als erster Schritt zum Monitoring

All diese genannten Aspekte wurden uns erst in der jüngsten Zeit bewußt, zu einem Zeitpunkt, als diese Ökosysteme – zumindest in den dichtbesiedelten Bereichen der gemäßigten und borealen Zonen – bereits weitgehend zerstört oder zumindest stark geschädigt waren. Die Reaktion auf diese Erkenntnisse fiel in den betroffenen Ländern naturgemäß verschieden aus. Einige Staaten zogen daraus sogar Konsequenzen: Man begann vor allem in Deutsch-

land und den Niederlanden, zerstörte Moore zu regenerieren. In Großbritannien, Irland, den fennoskandischen Staaten, der Schweiz und Österreich wurden Moorinventare erstellt, um überhaupt einmal Grundlagen zu ihrer Verbreitung und ihren Zustand zu erhalten.

Die Folgen dieser Inventare reichten von umfassenden Schutzprogrammen in Fennoskandien über halbherzige Maßnahmen wie der *ex lege* Schutz mit zahlreichen Ausnahmeregelungen in den meisten österreichischen Bundesländern bis hin zu massivem Druck der Wirtschaft in Großbritannien und Irland, weitergehende Maßnahmen zu unterlassen. Besonders eindrucksvoll war die Entwicklung in der Schweiz: Hier wurde nach der Erstellung der Inventare der Schutz der Moore und Moorlandschaften von nationaler Bedeutung per Referendum (Rotenthurm-Referendum 1987) in den Verfassungsrang erhoben.

5.3.4 Schwerpunkte beim Monitoring von Mooren

Das Monitoring von Mooren spiegelt diese Reaktionen der einzelnen Länder wider. War man in irgendeiner Weise aktiv, wollte man auch Erkenntnisse über den Erfolg der Aktivitäten gewinnen, als Werkzeug dazu dient das Monitoring. So wurde in Deutschland und in den Niederlanden die Kontrolle der Erfolge von Regenerationsmaßnahmen zum wichtigsten Gegenstand des Moor-Monitorings, und ein wesentlicher Teil der dort entwickelten Methoden befaßt sich mit diesem Aspekt.

Einen zweiten Schwerpunkt bildet die Evaluierung von Managementmaßnahmen. Beim Management von Niedermoores nimmt Vorarlberg mit dem Streuwiesenprogramm des Landschaftspflegefonds auch international eine Vorreiterrolle ein, ein Interesse an den Konsequenzen daraus scheint aber nicht zu bestehen. Hier wird viel Geld investiert, ohne daß Klarheit über Erfolg oder Mißerfolg der gesetzten Maßnahmen besteht. Wie Beispiele aus dem Bereich dieses Monitoring-Schwerpunktes zeigen (vergl. STEINER, 1992), sollte man es aber bei einem „Es wird schon gut gehen“ nicht belassen.

Anders verlief die Entwicklung in der Schweiz: Die Verfassungsbestimmung enthält nicht nur den Schutz der Moore und ihre Erhaltung in ungeschmälertem Zustand, die Erläuterungen dazu sprechen auch von einer Verbesserung der Qualität und einer Wiederherstellung geoder zerstörter Objekte. Derartige gesetzliche Bestimmungen haben natürlich auch finanzielle Konsequenzen, und es überrascht daher nicht, daß eine entsprechende Erfolgskontrolle im öffentlichen Interesse liegt. Diese Erfolgskontrolle wird durch ein Monitoring der qualitativen und quantitativen Entwicklung der etwa 2000 national bedeutenden Moore und 70 Moorlandschaften der Schweiz gewährleistet. Das dazu geschaffene und zum Teil noch in Entwicklung stehende Methodeninventar wird von dieser Aufgabe wesentlich mitbestimmt und ist der zweite Schwerpunkt dieser Betrachtungen.

Damit wären die drei zur Zeit wichtigsten Ansätze für ein Moor-Monitoring umrissen. Es sind dies:

1. Die Erfolgskontrolle von Regenerationsmaßnahmen;
2. die Evaluierung von Managementmaßnahmen, Weide- und Tourismusschäden;
3. die Überprüfung der Wirksamkeit von Schutzbestimmungen und ihrer Umsetzung auf nationaler Ebene.

5.3.5 Methodische Ansätze zur Bearbeitung der Aufgabenschwerpunkte

Die drei Schwerpunktsbereiche haben naturgemäß verschiedene methodische Ansätze zur Folge, die Antworten auf die jeweilige Fragestellung liefern sollen.

- Zur Abschätzung des Erfolges eines Regenerationsprojektes bedarf es genauer ökophysiologischer, hydrologischer und vegetationsökologischer Untersuchungen auf großmaßstäblicher Ebene. Manchmal sind davon nur Teile eines Moores betroffen.
- Um die Wirkung von Management-Maßnahmen wie z. B. der Streunutzung von Nieder- oder Hochmooren abschätzen zu können, muß das gesamte Moor mit seinem Wassereinzugsgebiet und seiner Umgebung in Betracht gezogen werden. Untersuchungen, wie sie im ersten Fall notwendig sind, lassen sich hier nicht mehr finanzieren. Hier kommen vegetations- und landschaftsökologische Methoden zur Anwendung, die sich im wesentlichen auf Kartierungen stützen und mittels geographischer Informationssysteme (GIS) ausgewertet werden.
- Bei der Evaluierung nationaler Schutzprogramme schließlich werden selbst Kartierungen von den zur Verfügung stehenden finanziellen und zeitlichen Ressourcen limitiert. Hier kommen vor allem die Methoden der Fernerkundung (remote sensing) zum tragen, wobei allerdings Detailuntersuchungen an zufällig ausgewählten Testobjekten (ground truthing) unerlässlich ist. Die Auswahl der richtigen Testobjekte ist ein wichtiger Gegenstand umfangreicher Basisuntersuchungen.

Nicht zuletzt deshalb ist es unumgänglich, bei der Planung (design) eines Monitoring-Projektes eine Methodenoptimierung einer Ressourcenoptimierung gegenüberzustellen und einen vertretbaren Mittelweg zu erreichen.

5.3.5.1 Die Evaluierung von Regenerationsmaßnahmen

Regenerationsmaßnahmen werden gesetzt, wenn der wichtigste ökologische Faktor für ein Moor, die Hydrologie, durch Torfabbau oder Drainage stark gestört oder zerstört wurde. Um überhaupt mit dem Monitoring beginnen zu können, muß bereits vor den ersten Maßnahmen eine Erhebung des Ist-Zustandes durchgeführt und eine Zielvorstellung definiert werden. Dabei ist die Idee von einer vollständigen Rückführung in den Naturzustand zwar ein verständlicher Wunsch, sie entspricht zumeist aber nicht der Realität unserer Möglichkeiten. Wir werden also in den meisten Fällen bestenfalls ein naturnahes Stadium erreichen können, das es zu definieren gilt, um ein zielgerechtes Monitoring entwickeln zu können.

Die Daten dazu liefern Vegetationsentwicklung und hydrologischer Zustand des Objekts. Ihre Kombination gibt uns Auskunft darüber, ob Maßnahmen zu einem Zustand geführt haben, bei dem von einer positiven Weiterentwicklung ohne weitergehende Maßnahmen technischer Art ausgegangen werden kann.

5.3.5.2 Monitoring des Wassers

Wasser als wichtigster ökologischer Faktor

Ein Hochmoor kann nur dann wachsen und überdauern, wenn die Oberfläche möglichst gleichmäßig, ganzjährig mit Wasser versorgt ist. Das System Hochmoor muß dabei auf den ersten Blick widersprüchliche Eigenschaften besitzen:

- Geringe Wasserdurchlässigkeit, um Wasserverlust gegen den Rand hin zu minimieren.
- Hohe Wasserdurchlässigkeit, um bei Überangebot an Wasser dieses rasch und gleichmäßig ableiten zu können und damit Schädigungen durch Erosion zu verhindern.

Doch tatsächlich haben Hochmoore einen Regulierungsmechanismus, der die geforderten Eigenschaften besitzt. Jedes Hochmoor ist aus zwei Schichten aufgebaut, einem Akrotelm (akros: oben) und einem Katotelm (cato: unten) (IVANOV, 1981, INGRAM, 1983, siehe auch BRAGG & STEINER, 1995, CLYMO, 1981, GINZLER, 1996).

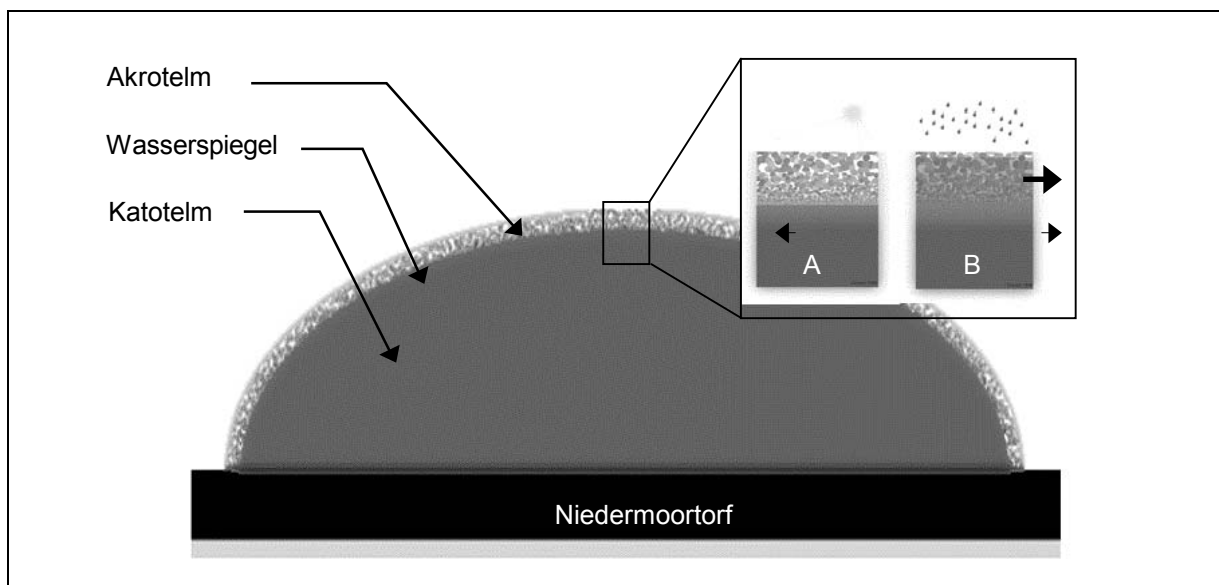


Abb. 99: Schematischer Querschnitt durch ein Hochmoor. Durch den zweischichtigen Aufbau in Akrotelm und Katotelm und den steilen Porengradienten im Akrotelm kann ein Hochmoor den Wasserspiegel sehr konstant nahe der Oberfläche halten.

A: Tiefer Wasserstand, durch geringe Porosität wird das Wasser zurückgehalten.

B: Hoher Wasserstand, durch hohe Porosität wird Wasserüberschuß gleichmäßig abgeleitet.

An der Oberfläche des weniger als ein Meter mächtigen Akrotelms finden wir Torfmoose und Gefäßpflanzen, während weiter unten das Pflanzenmaterial allmählich vertorft. Dank dem ständigen Aufwuchs und der Zersetzung des organischen Materials entwickelt sich ein System mit einem ausgeprägten hydraulischen Durchlässigkeitsgradienten, das Porenvolumen wird mit zunehmender Tiefe kleiner. Die hydraulische Durchlässigkeit kann innerhalb weniger Dezimeter um den Faktor 1.000 bis 10.000 abnehmen. Das bedeutet, daß bei tiefem Wasserstand nur sehr geringes Porenvolumen zum seitlichen Abfluß zur Verfügung steht, und bei Niederschlag der Wasserspiegel rasch ansteigt (Abb. 99 A). Umgekehrt ist bei hohem Wasserstand sehr viel mehr Niederschlag notwendig, um den Wasserspiegel weiter zu heben, da einerseits mehr Porenvolumen aufgefüllt werden muß, andererseits Wasser leichter lateral abfließen kann (Abb. 99 B). Der steile Porengradient bewirkt also eine Regulation des Moorwasserspiegels in einem sehr engen Bereich.

Der für ein Hochmoor alles entscheidende aber auch besonders "kritische Kompromiß" zwischen Wasser halten und Wasser rasch abgeben wird durch den Gradienten im Porenvolumen des Akrotelms erreicht. Deshalb ist das wichtigste Ziel von Regenerationsmaßnahmen, ein wachsendes und funktionierendes Akrotelm zu erhalten bzw. wiederherzustellen. Ohne funktionierendes Akrotelm ist die Selbstregulation eines Hochmoores nicht gewährleistet (JOOSTEN, 1993).

Wasserstandsmessungen

Eine Möglichkeit, den Erfolg von Regenerationsmaßnahmen zu überprüfen, ist die Beobachtung des Moorwasserspiegels. Je konstanter der Wasserspiegel nahe der Oberfläche bleibt, desto erfolgreicher waren die gesetzten Maßnahmen. Um Wasserstände festzustellen stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Sie unterscheiden sich in der Aussageschärfe, im zeitlichen Aufwand und schließlich in den Kosten.

PVC-Pegelrohre

Beschreibung: Die einfachste Möglichkeit Aussagen über den Wasserstand zu machen, ist die Verwendung von Pegelrohren. Es eignen sich dafür PVC-Rohre, wie sie für Elektro-

installationen verwendet werden. Sie sind im Handel in der Standardlänge von 300 cm erhältlich. Daraus können drei Pegel mit je 100 cm Länge gewonnen werden. 75 cm werden im Abstand von 2 cm perforiert und senkrecht 75 cm in den Torf getrieben. 25 cm ragen über die Oberfläche und bleiben unperforiert. Bei der Installation im Feld werden die Pegel unten mit Kork verschlossen.

Meßintervall: Um den Wasserspiegel im Pegelrohr zu bestimmen, wird ein Plastikschauch in das Rohr eingeführt und hineingeblasen. Sobald ein Blubbern ertönt ist der Wasserspiegel erreicht. Die Länge des Plastikschauches und die Distanz Mooroberfläche – Pegeloberkante wird notiert. Die Ablesungen erfolgen wöchentlich in den Sommermonaten, wenn der Wasserspiegel am tiefsten liegt, die restliche Zeit (Oktober-April) können sie monatlich erfolgen.

Materialkosten: ca. ATS 6,-/m Rohr.

Aussage: Es wird mit sehr einfachen Mittel der grobe Wassergang erfaßt. Wegen zeitlich punktueller Messungen sind die Daten allerdings stark wetterabhängig.

Minimum-maximum Rekorder

Beschreibung: Um den absoluten tiefsten und höchsten Wasserstand festzustellen, muß ein Pegelrohr kontinuierlich abgelesen werden. Dies ist beim WALRAG-Design (**W**ater **L**evel **R**ange **G**auge) nach BRAGG (1994) verwirklicht (Abb. 100). Ein Schwimmer in einem Rohr bewegt zwei Markierungen. Bei steigendem Wasserstand wird die obere Markierung nach oben geschoben, bei sinkendem Wasserstand die untere Markierung nach unten. So wird über einen längeren Zeitraum der minimale und der maximale Wasserstand festgehalten.

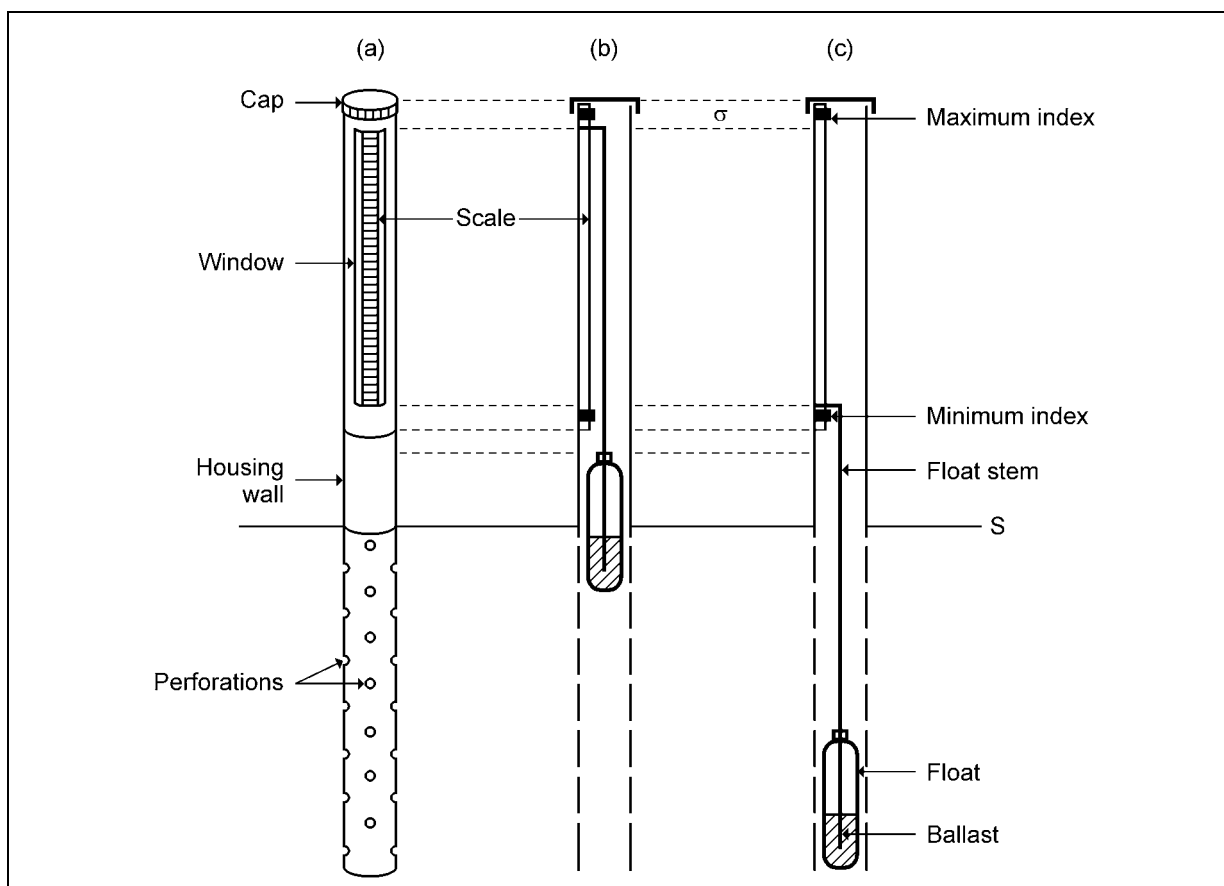


Abb. 100: WALRAG Design aus Bragg (1994). Ein Schwimmer verschiebt auf einer Schiene zwei Markierungen entsprechend der Wasserspiegelschwankung. Der jeweils minimale und maximale Wasserstand zwischen zwei Ableseterminen wird festgehalten.

Meßintervall: Die „Aufzeichnung“ erfolgt kontinuierlich. Abgelesen wird wie bei den PVC-Pegeln während der Sommermonate wöchentlich.

Materialkosten: Die Kosten für einen Minimum-maximum Rekorder betragen ca. ATS 900,-.

Aussage: Es wird der minimale und maximale Wasserstand zwischen den Ableseterminen festgehalten. Untersuchungen in Schottland (BRAGG, 1994) ergaben, daß bei der einfachen Pegelmethode nur zwischen 42 u. 80 % der effektiven Wasserspiegelschwankungen erfaßt werden.

Drucksensoren mit Datalogger für Dauerpegelmessung

Beschreibung: Ein Drucksensor wird in einem Pegelrohr genügend tief versenkt, um auch bei niedrigem Wasserspiegel noch unter Wasser zu sein. Er mißt kontinuierlich den Druck der darüberliegenden Wassersäule. Mittels Datalogger können dann in sehr kurzen Intervallen Wasserstände aufgezeichnet werden. Einbau in 2,4 cm PVC-Rohr. Design wie Pegelrohre.

Meßintervall: Intervall 1 Sek. bis 18 Std.

Materialkosten: ab ca. ATS 13.000,-

Aussage: Über einen längeren Zeitraum wird der Wasserspiegel mit einer zeitlich sehr hohen Auflösung automatisch aufgezeichnet. Die Datensicherung kann vierteljährlich erfolgen.

5.3.5.2.1 Vergleich der Methoden

Die beschriebenen Methoden für ein Monitoring des Wasserspiegels unterscheiden sich in der Erfassungsgenauigkeit der absoluten Wasserstände zwischen den Beobachtungen. In Abb. 101 sind die Wasserstandsdaten von Juli und August 1996 einer Versuchsanordnung am Pürgschachenmoos dargestellt. Man erkennt deutlich die Abhängigkeit der punktuellen wöchentlichen Messung von Wetterereignissen. Es wird weder der minimale noch der maximale Wasserstand im Beobachtungszeitraum erfaßt. Die Daten des Minimum-maximum Rekorders umfassen den absoluten Schwankungsbereich des Wasserspiegels. Durch die kontinuierliche Datenerfassung ist die Wetterabhängigkeit der Daten vom Ablesetermin unabhängig. Die hochauflösendsten Daten liefert der kontinuierliche automatische Druckpegelmesser. Es werden auch kurze Starkregenereignisse registriert.

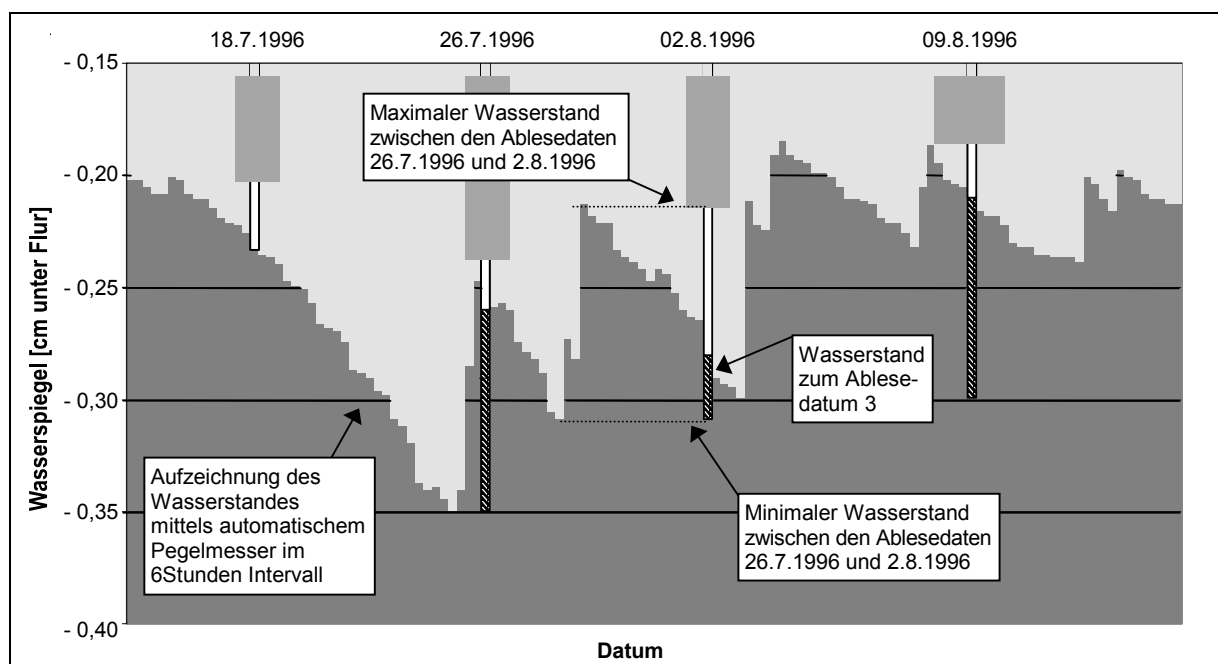


Abb. 101: Meßdaten von einem PVC-Pegel, einem Minimum-Maximum Rekorder und einem automatischen Pegelmesser.

Tab. 56: Vergleich der Ergebnisse der drei Meßmethoden zwischen 15.7.1996 und 15.8.1996 am Pürgschachenmoos.

	PVC-Pegel	Minimum-maximum-Rekorder	Automatischer Pegelmesser
Minimaler Wasserspiegel	-0.28 m	-0.35 m	-0.35 m
Maximaler Wasserspiegel	-0.21 m	-0.18 m	-0.18 m
Wasserspiegelschwankung	0.07 m	0.17 m	0.17 m

Ein Vergleich der Ergebnisse der drei Methoden zeigt, daß mit der wöchentlichen Ablesung des PVC-Pegels gerade 41 % der wahren Wasserschwankung erfaßt wurden. Werden für eine Erfolgskontrolle nur einfache PVC-Pegel verwendet, so sollte unbedingt darauf geachtet werden, daß zu den trockensten Terminen abgelesen wird. Mittels Minimum-maximum-Rekorder wird die Absolutschwankung erfaßt, allerdings ohne zeitliche Auflösung. Für die Evaluierung der Funktionalität des Akrotelms würde dies bereits genügen. Die Moorvegetation reagiert bereits auf geringe Änderungen im Wasserhaushalt sehr empfindlich. Ein entscheidender Faktor ist die Verweildauer des Wasserspiegels in bestimmten Tiefen. Die hohe zeitliche Auflösung des automatischen Pegelmessers ermöglicht detaillierte Aussagen, wie lange welche Akrotelmschichten wassergesättigt sind.

Die Entscheidung, welche der Methoden für ein Monitoring verwendet werden soll, ist abhängig von der benötigten Aussageschärfe und von den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln. Das Verhältnis der Materialkosten zwischen PVC-Pegel, WALRAG Minimum-Maximum-Rekorder und automatischem Pegelmesser beträgt 1:150:2000. Das Verhältnis des jährlichen Zeitaufwandes um die Daten abzulesen jedoch 7:7:1. Bei einer längerfristigen Erfolgskontrolle amortisiert sich daher die hohe Anfangsinvestition sehr bald.

5.3.5.3 Das Monitoring von Managementmaßnahmen

Managementmaßnahmen werden üblicherweise dann gesetzt, wenn bestimmte Zielvorstellungen bereits existieren. Hier gilt es also zu prüfen, ob das jeweilige Ziel erreicht wurde, ob die Mittel zur Erreichung des Zieles adäquat waren und ob das Erreichen des Zieles mittel- oder unmittelbare Auswirkungen auf das Umland hat.

Das wichtigste Beispiel für ein Moor-Management ist die Streunutzung von Niedermooren. Als alte Elemente der Kulturlandschaft unterliegen Niedermoorstreuwiesen bereits jahrhundertlang einem Management. Die Zielvorstellung ist in diesem Fall nicht das Erreichen des Naturzustandes, sondern die Erhaltung eben dieser Kulturlandschaftselemente in ihrer Schönheit und Funktion.

Die Schönheit rührt von der bewirtschaftungsbedingten Artenvielfalt (Biodiversität) und insbesondere vom Reichtum an seltenen blühenden Arten (Orchideen) her. Die Funktion war in der Vergangenheit klar umrissen, es war die Produktion von Stalleinstreu in Gebieten ohne oder mit wenig Getreideanbau. Zwei nicht beachtete, darüberhinausgehende Funktionen waren aber auch die Stellung dieser Niedermoore im Landschaftswasserhaushalt und ihre Wirkung als Entsorgungssysteme. Derzeit sind zwar die Punkte Schönheit, Biodiversität und Lebensraum seltener Arten weiterhin Ziele der Streunutzung, das Produkt Streu jedoch wird kaum noch benötigt, ja es stellt sogar oftmals ein Entsorgungsproblem dar.

Geht es nun aber heute primär um die Erhaltung der Kulturlandschaft, rücken die beiden „versteckten“ Funktionen in den Vordergrund und müssen beim Monitoring mitberücksichtigt werden. Es gilt also zu gewährleisten, daß die vordergründige Zielvorstellung mit Mitteln er-

reicht wird, die diese Funktionen, die zur Erhaltung der Kulturlandschaft ebenso wichtig sind, nicht stören. Dies ist heute in vielen Fällen nicht gegeben und daher wird ein Monitoring auch darauf ausgerichtet sein müssen, die Wiederherstellung des Ausgangszustandes – Streuwiesen als funktionsfähige Landschaftselemente – zu dokumentieren.

Die Grundvoraussetzung für ein sinnvolles und erfolgreiches Monitoring ist auch hier eine genaue Kenntnis des Ausgangs- und Ist-Zustandes, wobei für die in Frage kommenden Moortypen die Untersuchung einiger Testobjekte genügen würde. Diese Untersuchungen unterbleiben jedoch zumeist, da sie zur Grundlagenforschung gehören, und diese bei der Vergabe von Forschungsmitteln gewöhnlich durch den Rost fällt. Für den weiteren Verlauf des Monitorings könnte bei genügendem Basiswissen auf aufwendige Untersuchungen verzichtet und auf die Methoden der Vegetationsökologie zurückgegriffen werden; sie stützt sich hierbei auf die Bioindikatorfunktion von Arten und Pflanzengesellschaften.

Die wichtigsten zu beobachtenden Phänomene sind dabei:

- Die Auswirkung von Maschineneinsatz zur Streunutzung und die damit verbundene Bodenverdichtung. Hier bieten sich vor allem Moose wie *Climacium dendroides*, aber auch das Verschwinden der typischen Niedermoor Moose als Indikatoren an.
- Die Auswirkung der Intensivierung der umgebenden Gebiete, insbesondere des Wassereinzugsgebietes. Auch hier kann die Vegetation Antworten auf die Fragen liefern, inwieweit sich die Wasserqualität verändert hat (Nährstoffzeiger wie *Cirsium oleraceum* im Quellbereich der Hangmoore) und inwieweit das Moor noch seine entsorgende Funktion erfüllt (Beobachtung der Artengarnitur in und entlang der Vorfluter).
- Aber auch die Frage, ob die Bewirtschaftungsweise das Wasserregime selbst verändert hat (zumeist von Durchströmungs- zu Überrieselungsregime) und inwieweit eine Rückführung möglich ist oder bereits erfolgt, läßt sich anhand der Vegetation erkennen. Durchströmungsmoore sind stets wassergesättigt, tragen also eine Artengarnitur, die an eine dauernde Durchfeuchtung des Bodens angepaßt ist. Wechselt das Wasserregime zu Überrieselung, kommt es regelmäßig zu Phasen oberflächlicher Austrocknung und damit verbunden zu einer Mobilisierung von Nährstoffen. Die Vegetation reagiert mit dem verstärkten Auftreten von Arten wechselfeuchter Wiesen wie *Sanguisorba officinalis*, *Molinia caerulea* u. a.

Darstellung der typischen Vegetation

Weitere Managementanforderungen ergeben sich durch Maßnahmen, die zwar nicht auf eine Veränderung der Moore zielen, aber ohne Rücksicht auf deren Sensibilität durchgeführt werden. Typische Beispiele dafür sind Schipisten, Liftrassen und forstliche Bringungswege. Diese Störungen sind zumeist linear und betreffen oft nur Teile größerer Moorkomplexe. Die Vegetation reagiert auf diese Störungen häufig nur in ihrer unmittelbaren Umgebung. Werden hier Managementmaßnahmen gesetzt, empfiehlt es sich, die entstandenen Vegetationsgradienten mittels Dauerflächen von 1 m² Größe, unterteilt in 100 1 dm² Flächen, zu beobachten (Gradientenanalyse). Sie ermöglichen es, auch kleinste Veränderungen wahrzunehmen. Wichtig ist hierbei, daß die Flächen entsprechend dauerhaft markiert oder eingemessen werden, da sonst ein Wiederfinden zur Erstellung von Zeitreihen unmöglich ist.

Ein großes Problem für die Moore, insbesondere im Gebirgsraum, stellt die Beweidung dar. Sie wirkt zumeist flächenhaft auf das ganze Moor und verändert sowohl die Bodendichte als auch das Nährstoffregime. Dazu kommen im Falle von Rinderweiden noch die Oberflächenverletzungen durch den Betritt. Die verschiedenen Vorlieben von Weidetieren für bestimmte Pflanzenarten können aber auch ein Mittel für gezieltes Management sein. So meiden z. B. Schafe die harten Gräser und Sauergräser der Moore und fressen bevorzugt Kräuter und Zwergsträucher, während Kühe mit ihren kräftigen Zungen auch Arten wie *Molinia caerulea* (Pfeifengras) und *Carex rostrata* (Schnabelsegge) ausrupfen können. Sollen nun die Aus-

wirkungen von Beweidung, deren Aufgabe oder sogar ein Management mittels verschiedener Beweidungsstrategien beobachtet werden, ist die beste Methode die Auswertung zufällig über die gesamte Moorfläche verteilter Vegetationsaufnahmen (random sampling). Ist die Moorfläche oder der Moorkomplex sehr inhomogen, sollten sie vorher in verschiedene Straten (Flächen gleicher Eigenschaften bezüglich der gewählten Kriterien) aufgeteilt und innerhalb der Straten ein random sampling durchgeführt werden (stratified random sampling). Sowohl bei random als auch bei stratified random sampling ist ein Wiederfinden einmal aufgenommener Flächen nicht nötig, die Zufallsverteilung genügend vieler Flächen stellt eine Erfassung der Gesamtsituation sicher.

5.3.6 Monitoring auf nationaler Ebene am Beispiel der Schweiz

Nach dem Rotenthurm-Referendum im Jahr 1987 wurden Moorschutz und die Regeneration von Mooren Teil der Schweizer Verfassung (Art. 24^{sexies} § 5 vom 6 Dezember 1987). Das hatte natürlich bedeutende Ausgaben, sowohl im öffentlichen als auch im privaten Bereich zur Folge, und es war daher selbstverständlich, zu überprüfen, ob die getroffenen Maßnahmen diese Ausgaben auch rechtfertigten. Aus diesem Grund wurde die Beratungsstelle für Moorschutz an der eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft im Jahre 1993 damit beauftragt, ein Monitoringkonzept auszuarbeiten, das es ermöglicht, Fehlentwicklungen so früh wie möglich zu erkennen und den betroffenen Behörden eine Rückmeldung über die getroffenen Maßnahmen zu geben, damit diese ihre Naturschutzpolitik entsprechend adaptieren können.

1. Die Hauptaufgaben des Moorschutzes in der Schweiz sind in der eidgenössischen Verordnung zum Schutz der Moore festgeschrieben. Artikel 4 vom 21. Jänner 1991 besagt, daß Moore von besonderer Schönheit und nationaler Bedeutung in ihrer Gesamtheit zu schützen sind. Bei Mooren, die bereits gestört sind, sollen, wenn dies möglich ist, Regenerationsmaßnahmen vorgenommen werden.
Der gesetzliche Auftrag, die Moore in ihrer Gesamtheit zu schützen, impliziert nicht nur die vollständige Erhaltung der Flächen, er bedeutet auch, daß keinerlei Abstriche bei der Qualität akzeptiert werden können. Daher muß ein Monitoringkonzept, daß dieser Aufgabe gerecht werden soll, neben quantitativen auch die qualitativen Aspekte des Moorschutzes berücksichtigen.
2. In der Schweiz gibt es etwa 1.500 Hoch- und Niedermoore, die eine Gesamtfläche von 20.000 ha bedecken und über das gesamte Land verstreut sind (GRÜNIG et al., 1986, BROGGI, 1990, HINTERMANN, 1992 und GRÜNIG, 1994).
Bei derartigen Vorgaben ist es für ein Langzeitmonitoring unumgänglich, eine statistisch repräsentative Stichprobenzahl auszuwählen, die es ermöglicht, präzise Aussagen über die Gesamtheit der Moore zu machen. Ein Monitoring aller Flächen wäre finanziell nicht tragbar.
3. Es ist also geplant, eine repräsentative Objektanzahl in regelmäßigen Abständen zu untersuchen, um mögliche qualitative und quantitative Veränderungen festzustellen. Dabei ist darauf zu achten, daß im Gelände nur uninterpretierte Rohdaten erhoben werden, um eine Extrapolation auf die Gesamtheit zu ermöglichen (KÜCHLER, 1994).
4. Zusätzlich muß aber auch die Kostenfrage im Auge behalten werden, was bedeutet, daß entsprechende Indikatoren für Veränderungen gefunden werden müssen. Eine Beobachtung der Vegetationsveränderungen hat sich dabei als aussagekräftigste und ökonomisch günstigste Variante herausgestellt.

5.3.7 Der Test verschiedener Monitoringmethoden

Um eine Antwort auf die Frage zu finden, welche Methode oder Kombination von Methoden zur Beschreibung von Vegetationsveränderungen in Raum und Zeit am geeignetsten ist, muß die Problematik von Beobachtung und Messung in Betracht gezogen werden.

Eine Literaturrecherche machte klar, daß ein nationales Monitoringkonzept, daß auch zum Aufspüren geringer Veränderungen geeignet sein soll, ein ambitioniertes Vorhaben ist, denn es muß bezüglich der folgenden Punkte besonders geeignet sein:

- eine genaue Definition der Mittel und Zielvorstellungen;
- die Auswahl repräsentativer Flächen muß so geschehen, daß auch Vergleiche zwischen Regionen möglich sind;
- die Auswahl geeigneter Variablen und entsprechender Signifikanzkriterien;
- die Wahl preisgünstiger Methoden, die auch robust gegen Fehler bei der Datenerfassung und deren Analyse sind;
- ihre Flexibilität, um schnell eventuell notwendige Adaptierungen und Änderungen durchführen zu können.

Als die Beratungsstelle für Moorschutz im Jahr 1993 den Auftrag erhielt, ein nationales Monitoringkonzept auszuarbeiten, begann auch eine internationale Kooperation zwischen den Universitäten Bern, Wien und der eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Diese Kooperation war von Peter Zopfi, dem Naturschutzbeamten des Kantons Glarus initiiert worden, da er wissenschaftliche Unterstützung für die Regeneration des Groß Moores benötigte. Das Groß Moos ist mit etwa 15 ha der größte Moorkomplex im Kanton Glarus, allerdings wurde er vor ungefähr 100 Jahren drainiert und in der Folge als Weideland für Kühe genutzt. Trotzdem sind alle Elemente eines lebenden Moores noch vorhanden, so daß ihm nationale Bedeutung zugewiesen wurde, und es daher laut Gesetz zu regenerieren ist.

Die Daten, die im Zuge der Grundlagenerhebung für das Groß Moos erhoben wurden, waren derart umfangreich und detailliert, daß sie sich auch ideal für einen Vergleich verschiedener Monitoring-Methoden eigneten.

Im Schweizer Monitoringprogramm werden die Grenzen der Moore, die den quantitativen Aspekt des Moorschutzes darstellen, in regelmäßigen Abständen mit Fernerkundungsmethoden wie z. B. Falschfarbenluftbildflügen und anschließender photogrammetrischer Auswertung überprüft.

Zur Feststellung qualitativer Veränderungen mußten zahlreiche Gesichtspunkte wie z. B. die Vegetationszusammensetzung, die Hydrologie oder die Nährstoffversorgung untersucht werden, Faktoren, die sich entweder nicht verändern oder in einen möglichst naturnahen Zustand zurückgeführt werden sollten.

5.3.7.1 Material und Methoden

5.3.7.1.1 Fernerkundungsmethoden (remote sensing)

Luftbilder

Jedes Luftbild dokumentiert den Zustand eines bestimmten Gebietes zur Zeit der Aufnahme und ist ein Medium, das die dichteste Packung von Information enthält, die derzeit möglich ist. Wiederholte Luftbildflüge eignen sich daher in hervorragender Weise, Langzeitveränderungen festzustellen. Für das Monitoring von Feuchtgebietsvegetation hat sich die Verwendung von stereoskopischen CIR (colour infra red) Luftbildern als besonders geeignet herausgestellt (DEVILLEZ & DE SLOOVER, 1978; BIERHALS, 1988).

Bei der Verwendung von CIR Luftbildern ist es allerdings von großer Bedeutung, daß die entsprechende Luftbildstelle oder Firma über genügend Erfahrung mit diesem Medium verfügt, denn nur so ist gewährleistet, daß die Qualität der Bilder immer gleichbleibend ist.

Der verwendete Maßstab ist natürlich von der Aufgabenstellung abhängig, Satellitenbilder haben sich allerdings für die kleinräumigen Landschaften der Alpenländer als ungeeignet erwiesen.

Interpretation

Die Grenzen der Moore und einzelner Moorbereiche (z. B. Vegetationseinheiten) können von einem erfahrenen Photointerpreter mit der Hilfe eines Stereoskops gezeichnet werden.

Analytische Photogrammetrie

Luftbilder haben eine Zentralperspektive und sind daher gegen die Ränder hin mehr oder weniger verzerrt. Um diese Verzerrung auszugleichen und eine unverzerrte Darstellung aller Flächen zu ermöglichen, wird die analytische Photogrammetrie eingesetzt. Erst nach der Behandlung eines Luftbildpaares mit dieser Methode ist es möglich, die Daten z. B. für eine Interpretation in einem geographischen Informationssystem (GIS) weiterzuverwenden.

Bildverarbeitungsmethoden

Eine modernere Methode zur Entzerrung von Luftbildern ist die Erstellung von Orthophotos mit einem „Digital Terrain Model“ (DTM). Die so erzeugten Orthophotos können dann mit Bildbearbeitungsmethoden weiterverarbeitet werden, um z. B. Flächen gleicher Farbwerte und Textur auszuweisen. Diese homogenen Flächen erhält man, indem man die Pixel (picture x element) des Photos einer Clusteranalyse und einer maximalen Wahrscheinlichkeitsklassifikation (maximum likelihood classification) unterwirft. Jedes Pixel wird durch die Werte der drei lichtempfindlichen Lagen des CIR Luftbildes charakterisiert und Pixel ähnlicher Werte werden zu einer Klasse zusammengefaßt, wobei der Bearbeiter sowohl Pixelgröße als auch die Anzahl der Klassen festlegen kann.

Da die Ergebnisse einer derartigen Per-Pixel-Klassifizierung für eine Kartierungsgrundlage viel zu detailliert sind, – es ergeben sich zumeist zahlreiche kleine Flächen, – ist es notwendig, zu generalisieren, indem man minimale Flächengrößen festlegt.

Um eine bessere Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu erhalten, empfiehlt es sich, neben der Per-Pixel-Klassifizierung auch eine „region growing segmentation“ (WOODCOCK & HARVARD, 1992) vorzunehmen. Bei dieser Methode werden, ausgehend von jedem Pixel, ähnliche Pixel zu Gruppen zusammengefaßt, die dann wiederum mit ähnlichen Gruppen zusammenfließen und auf diese Weise größere Flächen bilden.

5.3.7.2 Aufnahmeplanung und Aufnahmestrategien

5.3.7.2.1 Aufnahmengröße

Es ist bekannt, daß zunehmende Aufnahmengrößen zu einem gewissen Maß mit zunehmenden Artenzahlen korreliert sind. Der Grund dafür liegt darin, daß mit zunehmender Flächengröße ihre Homogenität abnimmt. Bei Mooren hat sich aufgrund gründlicher Untersuchungen von DIERSEN (1982) zur Beschreibung der moortypischen Vegetationsstrukturen eine Aufnahmengröße von 1 m² als günstig erwiesen.

5.3.7.2.2 Vollständige versus reduzierte Artenliste

Häufig wird argumentiert, daß für Monitoring eine reduzierte Artenliste optimal wäre. Eine derartige Liste, zumeist schon dem Kartierer zur Hand gegeben, macht es einfacher, die Arten

anzusprechen und verhindert auf diese Weise systematische Fehler (bias) bei der Felderhebung durch verschiedene Personen. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist der geringere Zeitaufwand für die Feldarbeit. Vergleichende Tests haben aber gezeigt, daß es bei der Verwendung reduzierter Artenlisten, insbesondere dann, wenn die Moose ausgeklammert werden, zu einer deutlichen Veränderung der Verteilung der Arten auf die Aufnahmen kommt. Es ändert sich dabei nicht nur die Form der Kurve, sondern auch deren Mittelwert (siehe Abb. 101).

5.3.7.2.3 Stratifizierte Zufallsentnahme (stratified random sampling)

Das Prinzip der Stratifikation besteht darin, daß das Untersuchungsgebiet vor der Auswahl von Aufnahmepunkten in Straten aufgeteilt wird, die sich bezüglich festgelegter Kriterien innerhalb vorherbestimmter Grenzen gleichen und somit als homogen angesprochen werden können. In jedem Stratum werden dann die Aufnahmepunkte nach Zufallskriterien festgelegt.

Um diesen Versuchsansatz auf seine Brauchbarkeit zu testen, wurden zwei Stratifizierungskriterien einander gegenübergestellt:

1. Stratifizierung nach topographischen und geomorphologischen Gesichtspunkten: Bei diesem Ansatz wurden Flächen gleicher Höhe, Himmelsrichtung (Exposition) und Hangneigung (Inklination), die einem DTM entnommen wurden, mit Hilfe des geographischen Informationssystems ARC/Info zu Straten zusammengefaßt.
2. Stratifizierung anhand von Flächen, die bezüglich ihrer Farbe und Struktur auf einem einzelnen, vergrößerten CIR Luftbild gleich waren. Dabei repräsentieren gleiche Farben und Strukturen gleiche Vegetationseinheiten.

5.3.7.2.4 Systematische Probenentnahme (systematic sampling)

Obwohl diesem Versuchsansatz immer Objektivität zugesprochen wird, ist er in Wirklichkeit lediglich authentisch. Das bedeutet, daß es möglich ist, die Geometrie des verwendeten Rasters und der Probenpunkte späterhin wieder zu rekonstruieren, daß aber viele Entscheidungen zum Anlegen des Rasters subjektiv getroffen werden müssen. So müssen z. B. Ausgangspunkt und Richtung des Rasters ebenso festgelegt werden wie seine Form, Ausdehnung und Maschenweite. Ähnliche, subjektive Entscheidungen müssen auch für die Einrichtung der Aufnahmeflächen getroffen werden.

Zeigerwerte

Die ökologischen Zeigerwerte der Pflanzenarten kennzeichnen Standortsqualitäten bei denen die Arten unter normalen Konkurrenzbedingungen üblicherweise wachsen. In den meisten Fällen handelt es sich dabei um Erfahrungswerte, die von geübten Vegetationsökologen in Deutschland (ELLENBERG et al., 1992) und der Schweiz (LANDOLT, 1977) zusammengestellt wurden. Die folgenden Zeigerwerte sind für Mitteleuropa (Ellenberg) und die Schweiz (LANDOLT) verfügbar, wobei sich Ellenberg einer neunstufigen (für die Feuchtigkeit einer zwölfstufigen) und Landolt einer fünfstufigen Skala bedient: Nährstoffwert, Bodenreaktionswert, Feuchtigkeitwert, Lichtwert, Temperaturwert, Kontinentalitätswert und nur für die Schweiz Humuswert und Dispersionswert (Bodenporosität). Die Mittelwerte oder Mediane (mittlere Werte) der Zeigerwerte und ihre Standardabweichungen werden zur Charakterisierung einer Aufnahmefläche verwendet.

Für spezielle Vegetationstypen wie z. B. die Moorvegetation ist es möglich, mittels Vergleichsaufnahmen die Zeigerwerte zu kalibrieren. Im Falle der Schweiz konnte dabei auf den Datensatz des Österreichischen Moorschutzkataloges (STEINER, 1992) zurückgegriffen werden, der mehr als 4500 Vegetationsaufnahmen enthält. Der Referenzdatensatz ermöglicht es, die Zeigerwerte aufgrund der jeweiligen Artenkombination zu kalibrieren.

5.3.7.3 Der Methodentest

1. Aufnahmepunkte wurden aufgrund eines „stratified random samplings“, basierend auf geomorphologischen und topographischen Kenngrößen festgelegt.
Um einen ersten Überblick über die Vegetation der Groß Mooses zu erhalten, wurden im Jahr 1983 53 genestete Aufnahmen (nested plots siehe Abb. 10 und Kap. 4.18.3) (vergl. WILDI & KRÜSI, 1992) von 1 m² und 100 m² Größe gemacht und mit Hilfe von TWINSPAN (HILL, 1979) und MULVA-5 (WILDI, 1993), beides Methoden der multivariaten Statistik, klassifiziert. Auf Basis dieser Klassifikation wurde eine Karte erstellt, welche die Vegetationsverhältnisse und ihre Verteilung mit brauchbarer Genauigkeit wiedergibt.
2. Eine Vegetationskarte wurde mit Hilfe eines vergrößerten CIR Luftbildes von einem erfahrenen Vegetationsökologen im Feld gezeichnet, wobei gleiche Farben auch gleiche Vegetationseinheiten darstellen. Die Feldarbeit für die 10 ha dauerte eine Woche und eine photogrammetrische Nachbearbeitung war notwendig. Insgesamt war das Ergebnis aber zufriedenstellend und die Verteilung der Vegetation war besser zu erkennen als in der oben beschriebenen Karte.
Im Gelände ist es oft schwierig, Vegetationseinheiten zu erkennen und sie auch abzugrenzen, da die Flächen oft nicht homogen erscheinen und keine klaren Grenzen zu sehen sind. Oft müssen hier subjektive Entscheidungen getroffen werden, die nur dann reproduzierbar sind, wenn ähnlich gut ausgebildete Kartierer die Arbeit wiederholen.
Ein weiteres Problem bei einer derartigen Kartenerstellung besteht darin, daß eine traditionelle pflanzensoziologische Karte keine Rohdaten, sondern nur interpretierte Daten mit einem unbekannten Bias enthält. Deshalb ist es bei Anwendung dieser Methode sehr schwierig, auch signifikante Veränderungen bei der Vegetation festzustellen. Um dieses Problem zu beseitigen, empfiehlt es sich, die Vegetationskarte als Basis für ein „stratified random sampling“ zu verwenden. Die Karte selbst wird dadurch natürlich nicht verändert, die Inhalte können nun aber für ein Monitoring verwendet werden, da sie Rohdaten enthalten.
3. Anlegen eines regelmäßigen Rasters für eine systematische Probennahme.
Um nach diesem Verfahren Aufnahmepunkte an bestimmten Koordinaten und in regelmäßigen Abständen (z. B. 20 m) festzulegen, benötigt man zumindest zwei Personen und einen Theodoliten.
Die fehlenden Rasterpunkte innerhalb der Moorgrenzen sind durch dichten Baumbewuchs bedingt. Hier Punkte einzumessen, hätte bedeutet Bäume zu fällen, und dieser Aufwand war für einen Methodentest zu hoch.
Ein geübter Vegetationsökologe mußte mehr als 300 Aufnahmen an den Rasterpunkten durchführen, um die nötige Information über die Vegetation zu erhalten. Zusammen mit der Auswertung der Ergebnisse dauerte diese Arbeit weitere sechs Wochen. Das Ergebnis ist in Abb. 102 dargestellt. Im Vergleich zu den oben beschriebenen Methoden ist hier eine flächige Auswertung nur bedingt möglich. Das zeigt der Versuch, den Nährstoffstatus des Moores mittels einer Kombination von Zeigerwerten und Kartierungsdaten zu errechnen (Abb. 103).
4. Als eine sehr brauchbare Methode stellte sich die Stratifikation von CIR Luftbildern mit Hilfe eines Stereoskops durch einen erfahrenen Photointerpreter heraus. Für das Groß Moos mit seiner komplizierten Vegetationsstruktur war es möglich, in einem Tag 500 Flächen mit einer Gesamtausdehnung von 8 ha – der Hälfte des Moores – abzugrenzen. Alle Flächen waren bezüglich Farbe, Struktur und Textur auf dem Photo weitgehend homogen.
Auf den so ausgewiesenen, homogenen Flächen machte ein geübter Vegetationsökologe Vegetationsaufnahmen nach der traditionellen Braun-Blanquet Methode. Das Ziel war, die Artengarnitur jeder Fläche inklusive der Moose möglichst vollständig zu erfassen. Anschließend wurden die Daten mit den Methoden der multivariaten Statistik (s. o.) bearbeitet. Die gesamte Arbeit war nach acht Wochen abgeschlossen (Abb. 104).
Es ist nun möglich, für jede Aufnahme, die in diesem Fall einer ausgewiesenen Fläche entspricht, Mittelwert und Standardabweichung der Zeigerwerte zu berechnen und auf die-

ser Basis den Nährstoffstatus des Moores darzustellen (Abb. 105, vergl. auch Abb. 103). Auf ähnliche Weise lassen sich auch die Verteilungen der einzelnen Arten darstellen oder auch die Wahrscheinlichkeit, mit der eine Art in einer bestimmten Fläche vorkommt. Diese Methode liefert zwar die besten Ergebnisse und läßt sich gut reproduzieren, für ein nationales Monitoring kommt sie aber aus finanziellen Gründen nicht in Frage.

5. Als finanziell realistischere Alternative wurde zuletzt noch eine Methode getestet, bei der die Ergebnisse der Bildverarbeitung von Orthophotos mit einer reduzierten Aufnahmemenge überprüft werden.

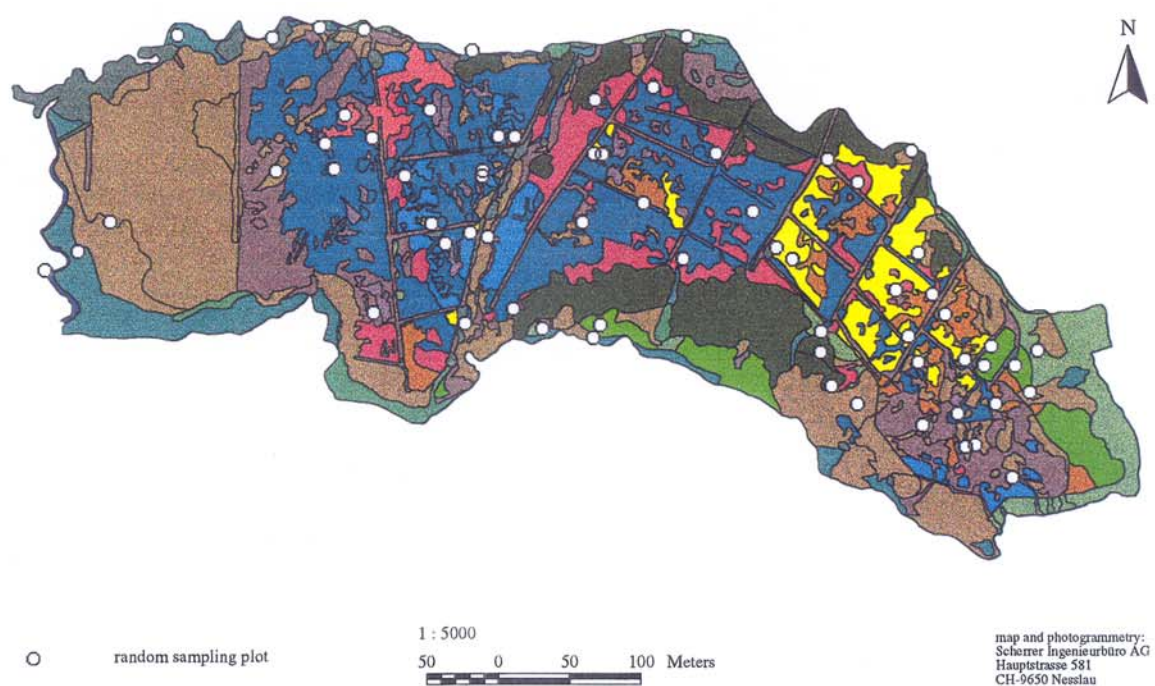
Es benötigte einen Tag, um mit einer digitalen Photogrammeterstation ein Orthophotomodell des Groß Moores zu erzeugen, und einen weiteren Tag für einen Moorspezialisten mit einschlägiger Erfahrung in Bildverarbeitungsmethoden um ein Bild zu erzeugen, das als Kartierungsgrundlage dienen kann.

Haben nun die Bereiche gleicher Farben auf dem Orthophoto bei einigen überprüften Flächen auch die gleiche Vegetationszusammensetzung, ist es möglich, diese auf alle Flächen gleicher Farbe zu extrapolieren.

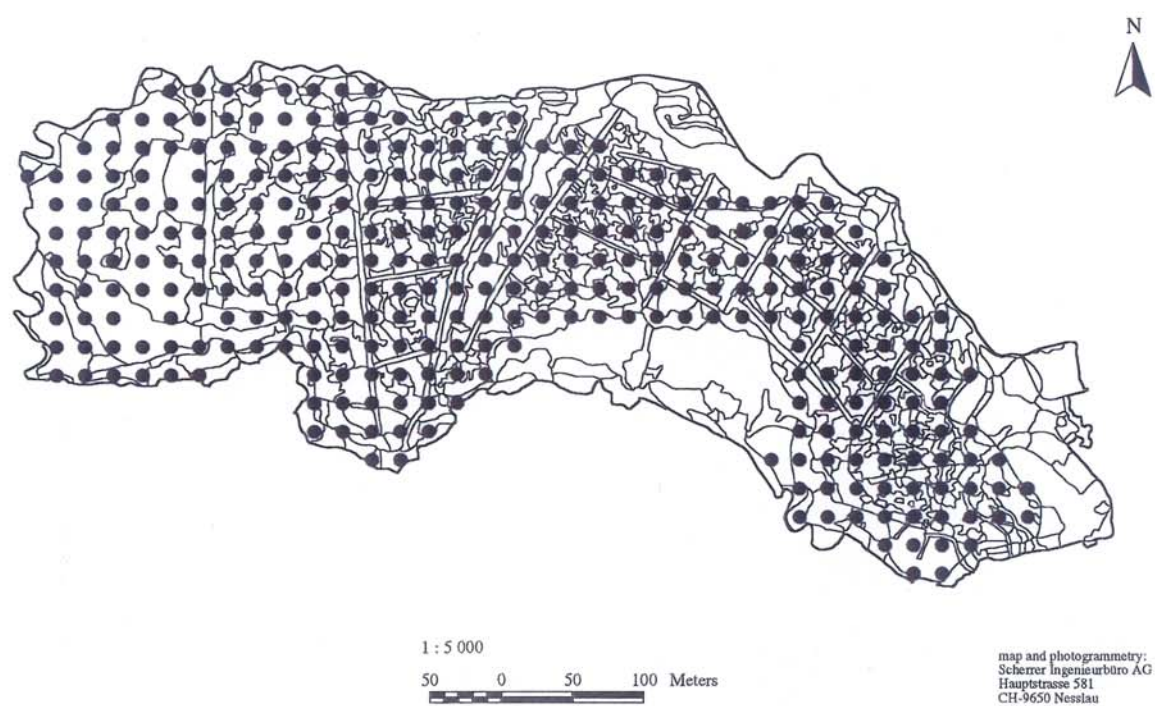
Bei einem Moor wie dem Groß Moos, das etwa 16 ha umfaßt und mehr als 850 verschiedene Teilflächen beinhaltet, ist eine Gesamtkartierung, wie bereits oben erwähnt, finanziell nicht tragbar. Wählt man aber zufällig eine begrenzte Anzahl von Aufnahmeflächen aufgrund der Stratifizierung eines Orthophotos mittels automatisierter Bildbearbeitungsmethoden aus und extrapoliert die Ergebnisse, werden die Kosten, insbesondere die der Feldarbeit, auf ein erträgliches Maß reduziert.

Abb. 102: Überlagerung der Vegetationskarte mit stratifiziert zufälligen Probenpunkten.

Abb. 103: Systematisches Untersuchungsdesign im Gross Moos.



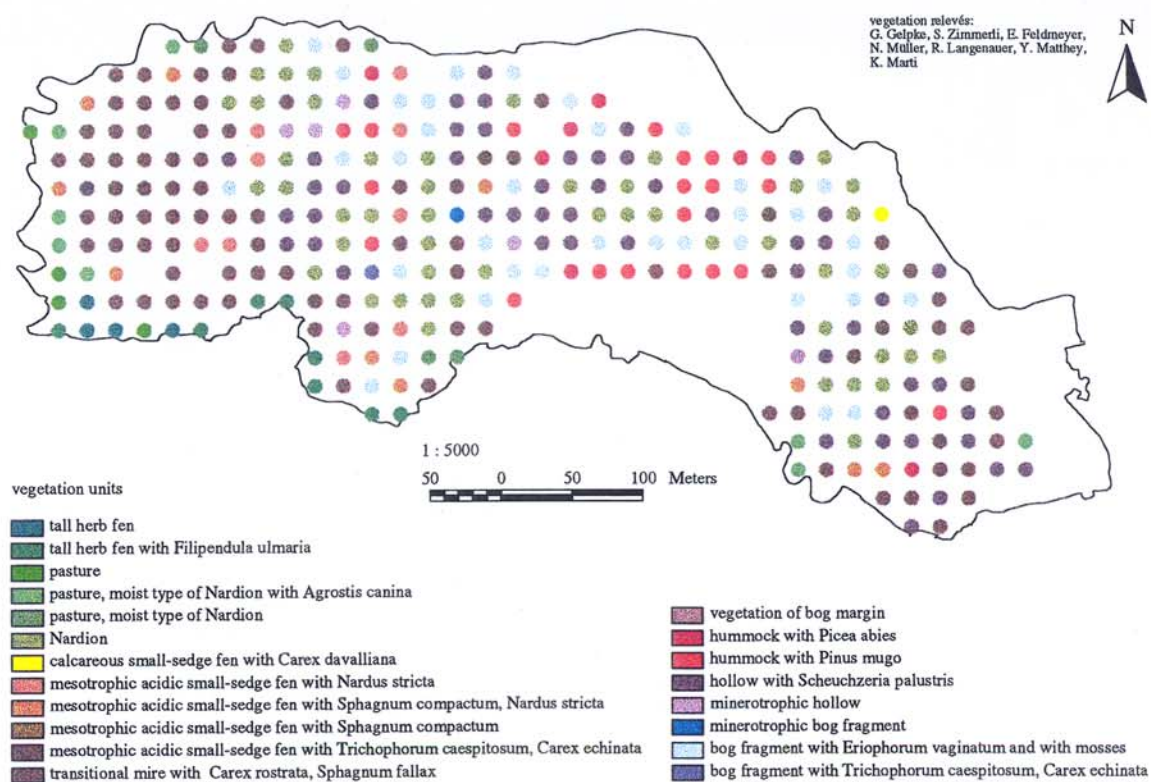
Overlay of stratified random sampling plots from 1994 and the vegetation map from Fig. 4.



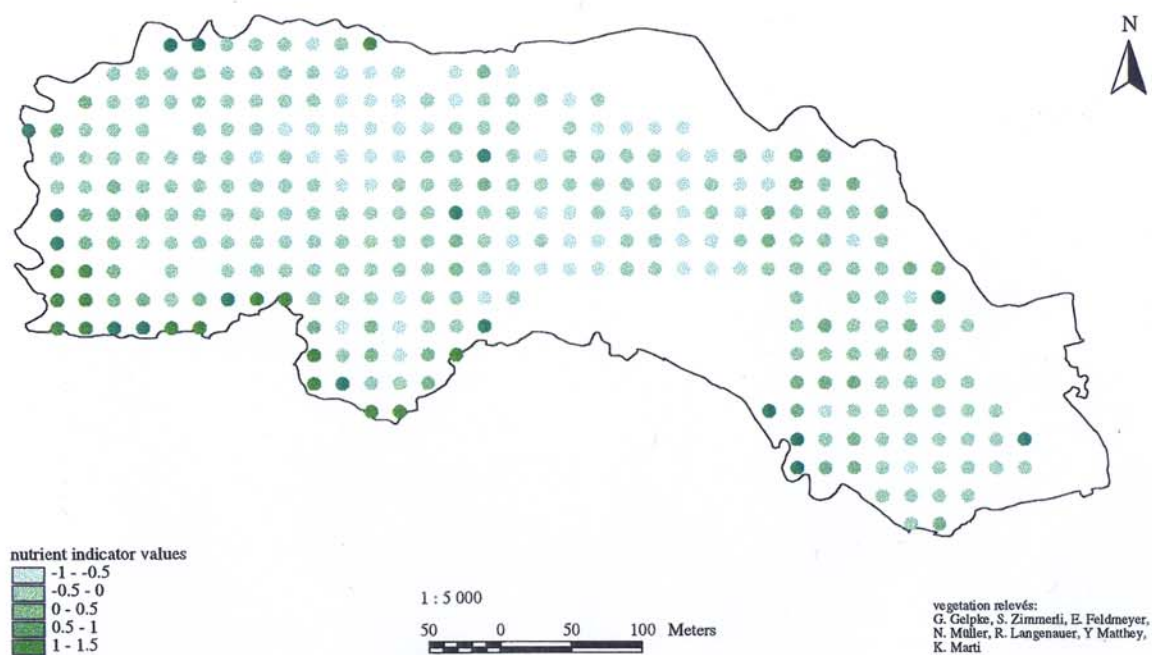
Sampling design for a systematic survey in Gross Moos

Abb. 104: Vegationsmuster, dargestellt anhand der systematischen Stichprobe im Gross Moss.

Abb. 105: Nährstoffverteilung im Gross Moss, dargestellt anhand der systematischen Stichprobe.



Vegetation pattern of Gross Moos derived from systematic sampling



Trophic status of Gross Moos derived from systematic sampling data

5.3.8 Vergleich der Monitoringmethoden

5.3.8.1 Erfolgskontrolle von Moorregenerationen

Hydrologisches Monitoring

- **Zeitaufwand:** mindestens ein Jahr, besser zwei Jahre, bei Verwendung von PVC Pegelrohren Ablesungen zumindest in Zweiwochenabständen
- **Personalaufwand:** für das Vermessen der Pegelrohre zwei Personen, für das Ablesen eine Person (kann ohne Vorbildung gemacht werden), für die Auswertung eine Person
- **Materialaufwand** für 10 ha Fläche: 60 PVC Pegelrohre (bei 50 m Abständen) und/oder 12 Minimum-Maximum Rekorder und/oder 12 Drucksensoren.
- **Auswertung** etwa zwei Monate
- **Wiederholung** alle zehn Jahre.

5.3.8.2 Evaluierung von Managementmaßnahmen

Vegetationsmonitoring

- **Zeitaufwand** für 10 ha Fläche bei random oder stratified random sampling (etwa 40-50 Aufnahmeflächen): Vorbereitung eine Woche (Luftbildauswertung, Festlegung der Aufnahmeflächen), Geländearbeit etwa ein Monat, Auswertung etwa ein Monat.
- **Personalaufwand:** eine Person
- **Wiederholung** alle fünf Jahre
- **Zeitaufwand** für eine Gradientenanalyse bei 100 m Länge der linearen Störung (drei Quertransekte à 40 m; Probeflächen in Abständen von 2 m): Vorbereitung im Gelände zum Anlegen und Einmessen der Flächen fünf Tage, Geländearbeit etwa zwei Monate, Auswertung etwa zwei Monate
- **Personalaufwand:** für das Vermessen der Probeflächen zwei Personen, für Geländearbeit und Auswertung eine Person
- **Materialaufwand:** zwei Markierungspflöcke/Fläche und ein Aufnahmegitter (1 m² Holzrahmen mit Schnüren in 100 10 x 10 cm Flächen unterteilt)
- **Wiederholung** alle fünf Jahre.

5.3.8.3 Nationales Monitoring

Hier gibt es noch nicht genügend Erfahrungen, um den Zeitaufwand abschätzen zu können. Die Daten für das Testobjekt lassen allerdings vermuten, daß ein derartiges Projekt selbst bei der Anwendung der zeitsparendsten Methode (vergl. Kap. 5.3.6.3, Nr. 5) für ein Land von der Größe der Schweiz zumindest ein Jahr benötigen wird, wobei man mit mindestens zehn Personen zu rechnen hat.

5.3.9 Literatur

- BIERHALS, E. (1988): CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 5: 77-104.
- BRAGG, O. M. (1994): A maximum-minimum recorder for shallow water tables, developed for ecophysiological studies on mires. J. Applied Ecology 31(3): 589-592.

- BRAGG, O. M. & STEINER G. M. (1995): Applying groundwater mound theory to bog management on Puergschachenmoos in Austria. In: Moen, A. (ed.): Regional variation and conservation of mire ecosystems. *Gunneria* 70: 83-96.
- BROGGI, M. F. (1990): Inventaire des bas-marais d'importance nationale. Projet mis en consultation. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), 75.
- CLYMO, R. S. (1983): Peat. In GORE, A.J.P. (ed.). Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor (Ecosystems of the World 4a): 159-224. Elsevier, Amsterdam.
- DEVILLEZ, F. & De SLOOVER, J. (1978): La photographie aérienne fausse-couleur appliquée à l'étude de la végétation d'une tourbière haute: La Fange-aux-Mochettes (Samrée, Haute Ardenne belge). Colloques phytosociologiques. La végétation des sols tourbeux, VII: 81-94.
- DIERSSEN, K. (1982): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Genève, Conservatoire et Jardin botaniques: 382.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage. *Scripta geobotanica*, 18: 258.
- GINZLER, C. (1996): Die Anwendung der Grundwasserkuppel Theorie auf das Pürgschachenmoos. Eine hydrologische Grundlage für zukünftige Managementmaßnahmen. Diplomarbeit an der Abteilung für Vegetationsökologie, Universität Wien.
- GRÜNIG, A.; VETTERLI, L. & WILDI, O. (1986): Les hauts-marais et marais de transition de Suisse – résultats d'un inventaire. Birmensdorf, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, Rapport 281:58.
- GRÜNIG, A. (ed.) (1994): Mires and Man. Mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience. Excursion guide and symposium proceedings of the 5th field symposium of the International Mire Conservation Group (IMCG) to Switzerland 1992. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research: 415.
- HILL, M. O. (1979): TWINSpan – a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ithaca, New York, Cornell University, Ecology and Systematics: 48.
- HINTERMANN, U. (1992): Inventaire des sites marécageux d'une beauté particulière et d'importance nationale. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), *Cahier de l'environnement*, 168: 220.
- INGRAM H. A. P. (1983): Hydrology. In GORE, A. J. P. (ed.). Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor (Ecosystems of the World 4a): 67-158. Elsevier, Amsterdam.
- IVANOV, K. E. (1981): Water Movements in Mires. Academic Press, London: 276.
- JOOSTEN, H. (1993): Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. *Telma*, 23: 95-115.
- KÜCHLER, M. (1994): Der Einsatz von ökologischen Zeigerwerten im Rahmen des Projektes Moor-Monitoring Schweiz. Vorprojekt Moor-Monitoring Schweiz. Erfolgskontrolle für die Hochmoore (ed. Beratungsstelle für Moorschutz, WSL). Interner Bericht. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft: 107-144.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rübel in Zürich, 64: 208.
- LINDSAY, R. A. (1993): In: AUBRECHT G.; DICK G & PRENTICE C. (eds), (1994): Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. Proc. International Workshop, Linz, Austria, (1993). *Stapfia* 31, Linz, Austria, and IWRB Publication No. 30, Slimbridge, UK: 224.
- SHOTYK, W. (1994): The peat bog archives of global environmental change. In: GUPTA, A. K. & KERRICH (eds.): The dynamic earth. Prof. W. S. Fyfe Felicitation Volume (invited paper). Allahabad, India, Nat. Acad. Sci. Letters: 30-50.
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. Wien, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. 4. Auflage, 1: 509.

- WILDI, O. & KRÜSI, B. O. (1992): Long-term monitoring: the function of plot size and sampling design. *Abstracta botanica*, 16: 7-14.
- WILDI, O. (1993): Data analysis with MULVA-5. Draft version. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft: 73.
- WOODCOCK, C. & HARWARD, V. J. (1992): Nested-hierarchical scene models and image segmentation. *International journal of remote sensing*, 13 (16): 3167-3187.

5.4 Monitoring im Grünland und auf Brachen

von Andreas Traxler

In dieser Darstellung bezieht sich schwerpunktmäßig auf bewirtschaftetes Grünland (Wiesen und Weiden) aber auch auf Acker- und Grünbrachen. Grünland zählt neben den Wäldern zu den am häufigsten untersuchten Ökosystemen in der vegetationsökologischen Dauerbeobachtung. Während Wälder vordergründig aus wirtschaftlichem Interesse dauerbeobachtet werden, steckt bei Grünland größtenteils Naturschutzinteresse dahinter, weil es Träger einer gewaltigen Arten- und Gesellschaftsdiversität ist (ELLMAUER, 1994, 1996).

5.4.1 Standortsfaktoren, ökologische Grundlagen und Nutzungsveränderungen

Diese kurze und oberflächlich gehaltene Zusammenfassung der ökologischen Faktoren im Grünland soll die darauf folgende Methodenadaptierung einleiten, die auf dem „Ökosystem Grünland“ aufbaut.

Wiesen und Weiden werden durch anthropogene Nutzung geprägt, im Speziellen durch das Störungsregime von Mahd und Beweidung. Standortlich nehmen die Molinia-Arrhenateretea meist waldfähige, nährstoffreiche und gut wasserversorgte Böden ein. Mahd führt ohne ausgleichende Düngezugabe zum Nährstoffentzug und die Wiese hagert aus. Beweidung führt zu flächigem Nährstoffentzug aber auch zu punktueller Nährstoffanreicherung an Rastplätzen (Lägerfluren). Es kommt zur Zunahme von Weidezeigern, also Pflanzen, die aufgrund von giftigen Inhaltsstoffen oder Stacheln vom Vieh gemieden werden und sich besser ausbreiten können. Arten, die sich der Mahd durch an den Boden angedrückte Wuchsformen (Rosetten) und durch zeitiges Blühen entziehen können, haben ebenfalls wie die Pflanzen mit Speicherorganen Konkurrenzvorteile (ELLMAUER & MUCINA, 1993).

VERKAAR & LONDO (1993) vergleichen nährstoffreiches und nährstoffarmes Grünland. Die Koexistenz von wenigen Pflanzen kann durch Konkurrenz erklärt werden. Aber weitaus prägender als die Konkurrenz ist die räumliche Heterogenität des Standortes, und die wird beispielsweise durch die Mahd erzeugt. Unter nährstoffreichen Bedingungen dominieren mehrjährige Konkurrenzstrategen, und nur wenige Annuelle können zeitlich stark limitierte Nischen nützen (Frühjahrsannuelle). Unter nährstoffärmeren Verhältnissen treten alle Lebensformen gleichmäßig auf, wobei Zweijährige knapp häufiger als die mehrjährigen Konkurrenzstrategen vorkommen.

Für **Feuchtwiesen** spielt die Überschwemmungsdynamik eine entscheidende Rolle, weil dadurch die Bewirtschaftungsform geprägt wird und Nährstoffe eingebracht werden.

Die **Intensivierung der Landwirtschaft** in diesem Jahrhundert bewirkte eine massive Veränderung der Arten- und Gesellschaftsdiversität im Grünland. Einerseits werden heute die ehemals extensiv genutzten Wiesen durch Düngemittel ertragreicher bewirtschaftet. Andererseits wurde die Viehwirtschaft in vielen Gebieten aufgegeben, und die Wiesen und Weiden werden in Ackerland umgewandelt oder fallen brach.

Die fortschreitende Intensivierung der Bewirtschaftung bedeutet die Aufbringung von Kunstdünger, Gülle oder Jauche, häufigere Schnittnutzung, Pflegeumbruch, Ansaatmischungen, Entwässerung, kontrollierte Bewässerung und Bodenverdichtung durch landwirtschaftliche Maschinen. Diese Maßnahmen bewirken eine Uniformierung der Standortverhältnisse und führen zu einer Erhöhung der Stoffausträge (Teile nach BORGGRÄFE, 1995). Eine extensive Wiesenbewirtschaftung in Tallagen ist kaum mehr vorhanden.

MASCH (1994) charakterisiert das historische Nutzungsschema in der Publikation "Feuchtgrünland-Bewirtschaftung und Wiesenbrüterschutz" sehr anschaulich mit: **"Das Grünland ist die Mutter des Ackerlandes"**. Nicht ackerfähige Grünlandstandorte, die im Frühjahr länger feucht waren, wurden als wichtige Futterlieferanten für das Vieh ausgebeutet. Der tierische Dung war die Existenzgrundlage der Bauern; er war die einzige Möglichkeit, die Erträge aus der Ackernutzung zu steigern. Grünland wurde also als reines "Nährstoffexportsystem" gesehen. Auch wenn wir von damaliger extensiver Grünlandnutzung sprechen, war die Bewirtschaftung aus der bäuerlichen Grundeinstellung betrachtet so intensiv wie möglich, und das Maximum an Ertrag sollte aus dem System erwirtschaftet werden (nach MASCH, 1994). Selbst kleine Feldraine und Grünstreifen an Waldrändern wurden am Abend mit der Sichel als Viehfutter geschnitten. Daher gab es im ganzen Gebiet keine ungenutzten Grünlandbestände. Die extensive Bewirtschaftung wurde nur durch den generellen Nährstoffmangel am Leben erhalten.

Grünlanderhaltung muß also als Teil des landwirtschaftlichen Nährstoffkreislaufes gesehen werden, und hier muß der Naturschutz ansetzen. Eine Extensivierung von Grünland kann langfristig nur über eine gesamte Umstellung des landwirtschaftlichen Stoffkreislaufes führen. Die Umstellung auf einen extensiven Mährhythmus wirft anfangs schon große Probleme auf. Da der Boden noch nicht ausgehagert ist, wächst die Wiese zu schnell hoch. Der extensive Mährhythmus fordert einen späteren Schnitt, wodurch die Futter-Verwertbarkeit sinkt (MASCH, 1994). Eine Reduktion der Schnitthäufigkeit kann nur durch Verringerung der Düngereinkbringung erreicht werden, da die Bewirtschaftung immer an den Bestand angepaßt sein muß (BORGGRÄFE, 1995).

Die Erhaltung extensiver meist nährstoffarmer Wiesentypen stellt ein massives Naturschutzinteresse dar und ist Inhalt von vielen Dauerflächenuntersuchungen. Zusätzlich werden auch die Auswirkungen von geförderten Nutzungsaufgaben der Grünlandbewirtschaftung auf die ökologische Entwicklung eines Gebietes untersucht (BORGGRÄFE, 1995).

5.4.2 Übersicht der Einsatzmöglichkeiten von Grünlandmonitoring

Ökologische Effekte von landwirtschaftlichen Extensivierungsmaßnahmen:

- Renaturierung durch abgestufte Schnitthäufigkeit und Aushagerungsmahd
- Jahreszeitliche Verlegung von Mahdtermine
- Vergleich ungedüngter und abgestuft gedüngter Mahdparzellen
- Erfolgskontrolle zur Ausbreitung gefährdeter Arten, die aufgrund von alten Fundangaben erwartet werden.

Ökologische Effekte von landwirtschaftlichen Intensivierungsmaßnahmen:

- Auswirkungen von Ansaatmischungen, Drainagierungen; Testen von Düngevarianten, Beobachtung des fortschreitenden Artenrückgangs (gefährdete Arten).

Nutzungsaufgabe

- Ungelenkte Sukzession von Wiesenbrachen, Verbuschungstendenzen.

Ökologische Flächenstillegung (Ackerbrachen):

- Verschieden abgestufte Managementformen (Häckseln, Mahd), Düngevarianten, Abtransport von Schnittgut
- Evaluierung und Nachjustierung von landwirtschaftlichen und ökologischen Förderungssystemen.

Ökologische Beurteilung von extensiven Weideformen

Kontrollierte Wiederaufnahme der Beweidung; Abgestufte Weideintensität, Trittbelastung, Weidewirkung von verschiedenen Tierarten (Kühe, Ziegen, Schafe, Pferde), Erstellung von Weideplänen.

Wiesenrestitution

Umwandlung von Ackerland in Wiesen, Wiederaufnahme der Bewirtschaftung von verbuschten Wiesenbrachen; Test von Ansaatmischungen; Test von Managementvarianten (Mahdrhythmus, Düngung), um die Sukzessionsgeschwindigkeit in Richtung einer stabilen Mähwiese zu fördern.

Ausgleichsmaßnahmen für den Naturschutz

Biotopverlegung.

Folgen der Erholungsnutzung (Recreation Monitoring)

Trittbelastung durch Tourismus; Erosionsphänomene.

Grundwissenschaftliche Sukzessionsstudien

Konkurrenzphänomene und Artendynamik unter Feuchtigkeits-, Nährstoff-, Mahd- und Beweidungsgradienten; Diversitätsuntersuchungen; Sekundärsukzession und ihre Geschwindigkeit; Phänologische Untersuchungen; Strategietypen; Wuchsformen.

Ertragsorientiertes Monitoring von landwirtschaftlichen Versuchsanstalten

Bewirtschaftungsvarianten; Ansaatmischungen; Pflegeumbruch; Ertragskontrollen; Inhaltsstoffe.

5.4.3 Fallbeispiele von Grünlandmonitoring**5.4.3.1 Extensivierungsmaßnahmen**

Studien zu Extensivierungsmaßnahmen beschäftigen sich mit der Regeneration von nährstoffarmem Grünland, das durch die Einschränkung der Düngegaben und einen veränderten Mährhythmus aus Intensivgrünland rückgeführt werden soll.

Für Feuchtwiesen führte KAPFER (1988) sehr detaillierte wissenschaftliche "Versuche zur Renaturierung gedüngter Feuchtwiesen (– Aushagerung und Vegetationsentwicklung)" durch. Er beschäftigt sich mit der wichtigen Frage, ob eine Nährstoffverarmung des Bodens überhaupt durch Aushagerungsmaßnahmen zu bewirken ist. Standorte, die durch Überschwemmungen oder durch Grundwasser, Nährstoffe zugeführt bekommen, sind kaum auszuhagern (auch BRIEMLE, 1995). Nur standörtlich nährstoffarme Wiesen können wieder ausgehagert werden. Ebenso muß bei Aushagerungsversuchen auf kleinen Parzellen beachtet werden, daß der Nährstoffeintrag aus umliegenden Feldern hoch ist (SCHMIEDEKNECHT, 1995). Aushage-

rungsflächen, die sich für nährstoffarme Wiesentypen eignen sind also standörtlich vorgegeben.

Eine Aushagerung (Erträge unter 3,5-4 t TS/ha) ist bei Böden mit geringem Nährstoff-Nachlieferungsvermögen nach 1-5 Jahren erreicht, bei Böden mit erhöhtem Ton- und Feinschluffanteil aber voraussichtlich erst in 10-15 Jahren. Neben der Aushagerungsmahd ist auch die Nährstoffauswaschung durch Gewitter oft beträchtlich. Vorhandene Entwässerungssysteme sollten daher erst nach der Aushagerung verschlossen werden. Oberbodenabhebung hat hingegen wenig Erfolg gezeigt.

KAPFER (1988) gibt auch detaillierte Schnittregime für die unterschiedlichen Ausgangszustände der Aushagerung an. Der Schnittzeitpunkt hängt davon ab, ob noch Bestandesbildner der ehemaligen nährstoffarmen Wiesen oder nur Arten der Fettwiese vorhanden sind.

Eine erfolgreiche Aushagerung bedeutet noch keine erfolgreiche Renaturierung, weil wesentliche Elemente der ursprünglichen Artengarnitur fehlen können, oder weil sich die Dominanzverhältnisse noch nicht stabilisiert haben. Wenn die Nährstoffverhältnisse wieder hergestellt sind, hängt die Renaturierung vom vorhandenen Samenpotential im Boden oder von den Einwanderungsmöglichkeiten aus dem intakten Umfeld ab. Hier können durch leichte Oberflächenbearbeitung Keimlücken geschaffen, oder fehlende Artengruppen durch Ansaat eingebracht werden. Für Renaturierungen von Feuchtwiesen sollte unbedingt bei KAPFER (1988) nachgelesen werden. Auf Basis von grundlagenwissenschaftliche Ergebnisse wurden sehr detaillierte Managementvorschläge bis hin zum Art- und Gesellschaftsniveau erarbeitet und sehr umsetzungsorientiert aufbereitet.

Sehr intensiv hat sich auch BRIEMLE (1987, 1995, BRIEMLE & ELSÄSSER, 1992) mit der Grünland-Extensivierung auseinandergesetzt. Unter anderem weist er auf die Offenhaltungsversuche in Baden Württemberg hin, wo seit 1981 die minimale Pflege für die Pflege von Feuchtwiesen getestet wird.

Ein umfangreiches interdisziplinäres Vegetations-Monitoring von genutztem und extensiviertem Feuchtgrünland der Dümmeriedung wird von REMY et al. (1997) durchgeführt.

Eine extreme Form der Extensivierung bearbeitete MÜLLER (1990a), der die Umwandlung von Parkrasen in extensive Wiesen beobachtet hat. Als Ergebnis konnte festgestellt werden, daß in jungen Ansaaten neue Arten leichter einwandern können, als in alten Parkrasen.

Anhand mehrerer Düngevarianten untersuchte SILVERTOWN et al. (1994) den Rückgang von *Orchis morio* durch Intensivierung von Wiesenflächen.

5.4.3.2 Wiesenrestituierung

Aus Ackerland oder Brachen werden durch Aufnahme der Mähnutzung wieder Wiesen geschaffen. Die Sukzession wird durch Standortbedingungen, Zeitpunkt des Brachefallens, ehemalige und aktuelle Nutzung, Sukzessionsstart, Samenpotential, Einfluß der benachbarten Flächen, Streudecke und der Trophiestufe beeinflusst (FISCHER, 1987; SCHMIEDEKNECHT, 1995, SCHNEIDER, 1995).

Eine wichtige wissenschaftliche Grundlage zur Restitution hat FISCHER (1987) mit seinen "Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen" geleistet. Er klärt im Besonderen die Bedeutung des Diasporenreservoirs im Boden, den Diasporenniederschlag aus der Umgebung und die Populationsdynamik auf neu geschaffenen Flächen. FISCHER (1987) untersuchte zwei Waldtypen, drei Grünlandgesellschaften und als Bewirtschaftungsformen die Mahd, unbeeinflusste Brache, Streusalz- und Herbizidaufbringung. Manche Arten bilden kein Diasporenreservoir aus und fehlen daher bei der Restitution. Langan dauernde Ackerbewirtschaftung führt zur kontinuierlichen Entleerung des Samenreservoirs, weil keimfähige Samen an der Oberfläche zur Keimung gebracht werden, ohne, daß sie sich

etablieren können. Eine langfristige Überdauerung von keimfähigen Samen wird durch Verlagerung in tiefere Bodenschichten bewirkt (FISCHER, 1987).

Ein Beispiel für größerflächige Umwandlung von Ackerflächen in Extensivwiesen beschreibt BORGGRÄFE (1995) von der Ise-Niederung. Die ehemaligen Ackerflächen wurden mit Ansaatmischungen begrünt und werden nach Dünge-, Beweidungs- und Mahdvorgaben extensiv bewirtschaftet. Als kurzfristiges Ergebnis konnte nach spätestens drei Jahren ein Rückgang der Arten aus der Neueinsaat beobachtet werden. Wenn die Mahd nach strikten Zeitvorgaben und nicht dem Bestandesaufwuchs angepaßt war, kam es zur Dominanz der Quecke. Eine Restituierung sollte daher flexible, an den Entwicklungszustand angepaßte Mährhythmen vorsehen.

Eine **Wiesenrückführung** wurde vom **Distelverein 1996 an der March** (Lange Lüss, Österreich) gestartet (siehe Projekt 23, Teil B im österreichischen Dauerflächenregister). Hier sollen Brachen und Äcker, die angrenzend an die letzte Reste typischer Überschwemmungswiesen liegen, renaturiert werden. Verschiedene Bewirtschaftungsvarianten und ein eigens hergestelltes Saatgut werden auf ihre Effizienz geprüft.

Eine großräumige Renaturierung für die Überschwemmungsbereiche im **NSG "Kühkopf-Knoblochsau"** wurde 1983 nach einem Dammbruch am Oberen Rhein gestartet (DISTER et al., 1992, SCHNEIDER, 1995). Durch Bewirtschaftung wurden das Stadium der einjährigen Ackerunkräuter, der Ruderalstauden (3. Jahr) und ein hochwasserbedingtes Gräserstadium (5. Jahr), indem bis zum zwölften Jahr Horst- und Rasengräser zunehmen, durchlaufen. Hochwassereignisse führten zu Konkurrenzverschiebungen. Unbeeinflusste Brachen führten von Ackerunkrautstadien über Ruderalstadien zu mehrschichtigen Vorwaldstadien (SCHNEIDER, 1995).

Am Wiener Pfaffenberg wird ab 1997 die Restituierung einer nährstoffarmen Wiese mit verschiedenen Ansaat- und Bewirtschaftungsvarianten geprüft (siehe Teil B, Projektnr. 105, TRAXLER & ELLMAUER unveröff.).

Über die ersten Jahre der Sekundärsukzession, in denen verstärkt Ruderalvegetation auftritt, hat BORNKAMM & HENNIG (1978, 1982) experimentell gearbeitet.

5.4.3.3 Wiederaufnahme der Bewirtschaftung auf Wiesenbrachen

Eine natürliche Sukzession (Verbuschung, Artenverlust) von Wiesenbrachen wird durch Wiederaufnahme der Mahd gestoppt oder umgekehrt.

DIERSCHKE (1985) bearbeitete Kalkmagerrasen, die durch Beweidungsaufgabe zu *Bromus*- oder *Brachipodium*-Beständen degradiert sind. Mehrere Mahdvarianten, Bodenumbruch und Verbleiben des Mähgutes auf der Fläche werden in Dauerbeobachtungsflächen untersucht. Für die Zurückdrängung der wuchskräftigen, streubildenden Arten reicht eine einmalige Mahd aus, die später auch im zweijährigen Rhythmus stattfinden kann. Kleinflächig unbewirtschaftete Bracheflächen ermöglichen aber die Ausbreitung von Saumpflanzen, was verdeutlicht, daß eine Nutzungsaufgabe nicht ausschließlich negativ gesehen werden kann. Ein abgestuftes Nutzungsregime erzeugt meist die höchste Diversität.

5.4.3.4 Acker- und Grünlandbrachen

Acker- und Grünlandbrachen in intensiv genutzten Agrarlandschaften erwecken durch europaweite Flächenstillegungsprogramme das Interesse des Naturschutzes, weil die ablaufende Sekundärsukzession die Art- und Biotopvielfalt erhöht. Der Distelverein betreut unter diesem Gesichtspunkt schon jahrelang in mehreren Gemeinden Ostösterreichs sogenannten "Öko-wertflächen" und Ackerrandstreifen, die aus der Nutzung genommen werden.

Die Bedeutung der **Diasporenbank und des Diasporenfalls** für die frühen Phasen von Acker- und Grünlandbrachen untersuchte TISCHEW (1994) in einem aufwendigen Arbeitsprogramm. Ein anwendungsorientiertes Ergebnis war unter anderem, daß die befürchtete Verunkrautung der angrenzenden agrarischen Flächen ausblieb, weil Diasporen mengenmäßig nur minimal und über kurze Distanzen aus den Brachen ins Ackerland ausgetragen wurden.

Die vegetationsökologische Bearbeitung der vorher genannten Dauerflächen bei Halle (**Acker- und Grünlandbrache, beides gedüngt/ungedüngt**) wurde von SCHMIEDEKNECHT (1995) durchgeführt. Diese Arbeit stellt, vom wissenschaftlichen Standpunkt aus, eine der detailliertesten, neueren Abhandlungen zur Sekundärsukzession auf Bracheflächen dar. Die Arten-Einwanderung auf Ackerbrachen war in den ersten beiden Jahren sehr hoch, und diese Arten bestimmten die weitere Vegetationsentwicklung. Die Grünlandbrache verhindert die Einwanderung von Arten und baut eine dichte Streuschicht auf, die die Etablierung neuer Arten zusätzlich erschwert. Dadurch konnten auch keine Gehölze aufkommen. Die Vornutzung der Flächen ist daher ein sehr entscheidender Faktor für den Ablauf der Sukzession. Sollen seltene kurzlebige Segetalgesellschaften geschützt werden, eignen sich kurzfristige Bracheformen besser als langfristige Stilllegungen. Düngung bewirkt auf Ackerbrachen größere Unterschiede als auf Grünlandbrachen. Eine gedüngte Ackerbrache erreicht schneller die maximale Vegetationsdeckung als die ungedüngte Variante und verhindert dadurch das Einwandern von weiteren Arten.

Die Entwicklung von **Böschungen nach Ansaat** untersuchte FISCHER (1979, 1986) am Kaiserstuhl. Es wird versucht Varianten zu erarbeiten, die einerseits der ingenieurbologischen Forderung nach raschem Erosionsschutz und andererseits der Forderung der Vegetationsökologen nach einem hohen standortsgerechten Wildkräuteranteil entsprechen.

Die Vegetationsentwicklung auf **aufgegebenen Feuchtwiesen** wurde von WOLF et al. (1984) bearbeitet.

Die Veränderung durch Düngung, Beweidung und Brachlegung in **montanen Borstgrasrasen** beschreibt SCHWABE (1990).

In der Schweiz werden die „Langzeitveränderungen in Kalkmagerrasen“ von STÖCKLIN et al. (1997) in Verbindung mit Nutzungsänderungen untersucht. Methodisch bedient man sich auch älterer Kartierungen (1950), um langfristige Trends aufzuzeigen.

Über die **Gehölzansiedlung** und -ausbreitung auf unterschiedlichen Brachetypen gibt WOLF (1980) Auskunft.

5.4.3.5 Grünlandverpflanzung

MÜLLER (1990b) führte eine begleitende Dauerbeobachtung zur Verpflanzung eines nährstoffarmen Kalkmagerrasens durch. Trotz der Wiederausbringung der Rasensoden auf einem ähnlichen Standort kam es zu qualitativen Einbußen in der Artenzusammensetzung. Fettwiesenarten drängten die Arten der Magerrasen massiv zurück, die aber nach sechs Jahren doch noch vorhanden sind. Wahrscheinlich kommt es durch die Transplantation zu einer besseren Durchlüftung und daher zur verstärkten Mineralisation. Die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit führt zur Zunahme von Fettwiesenarten. Verschleppte Tierarten (Schmetterlinge, Heuschrecken, Käfer) konnten nach der Verlegung meist keine Populationen aufbauen. Eine Ausbringung von Rasensoden auf einer Straßenböschung zeigte aufgrund des Staub- und Nährstoffeintrages eine schnellere Entwicklung zur Fettwiese (nach MÜLLER, 1990b).

5.4.3.6 Trittbelastung

OBERGFÖHL (1984) führte sowohl Boden- als auch Vegetationsuntersuchungen in einem Halbtrockenrasen bei Stuttgart durch, der durch Erholungsnutzung Trampeleffekte aufwies. Um die Reversibilität der Trittbeeinflussung zu überprüfen, wurden Flächen eingezäunt, und dadurch die Besucher ausgeschlossen. Innerhalb von zwei Vegetationsperioden ließ sich eine Bodenlockerung nachweisen und trittempfindliche Arten wanderten wieder ein (nach OBERGFÖHL, 1984).

5.4.3.7 Beweidung

Die Effekte der Beweidung auf die Vegetation wurden bereits vielfach in Dauerflächenuntersuchungen erhoben. Meist werden abgestufte Weideintensitäten gegeneinander getestet. Besonders extensive Weideformen rücken in das Interesse des Naturschutzes, weil mit dem Rückgang der Tierhaltung auch bestimmte Pflanzen und Pflanzengesellschaften, die an die Beweidung gebunden sind (Weidefolger), stark zurückgingen. Naturschutzstrategien für Feuchtgrünland-Bewirtschaftung und Wiesenbrüterschutz werden von MASCH (1994) diskutiert.

Im **Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel** wird seit 1990 ein begleitendes Beweidungsmonitoring durchgeführt. Die Auswirkung des wieder aufgenommenen **Hutweidebetriebes** auf die Lackenrandvegetation wird in mehreren Transekten vom Halbtrockenrasen bis zu den halophytischen Lackenbodengesellschaften und Röhrrieten dokumentiert (TRAXLER et al., 1993, 1995). Der Hutweidebetrieb stellte sich als sehr schonende Weideform heraus, die bereichsweise eine weitere Verschilfung der Lackenränder aufhalten kann, aber die Artenzusammensetzung der Vegetation nur minimal verändert. In den ersten Versuchsjahren hatte die sehr unterschiedliche Überschwemmungsdynamik einen weitaus stärkeren Effekt auf die Vegetation, als die Beweidung (siehe Projekt Nr. 37 im Österreichischen Dauerflächenregister, Teil B). Ergänzend dazu wurden entomologische und ornithologische Untersuchungen durchgeführt. Eine Literaturschau zur Reaktion vieler Gefäßpflanzen auf Beweidung stellte SCHERFOSE (1993) für Salz- und Brackmarschen zusammen. Kurzzeitstrategen, vorwiegend ein- bis zweijährig, niederwüchsig, frühblühend, ohne Speicherorgane und mit Stolonen, Rosetten oder Kriechsprossen werden gefördert.

Auf der **Eisteichwiese in Marchegg** wurde ebenfalls eine kleine Rinderherde (Galloways) zur **Beweidung einer Feuchtbrache im Überschwemmungsgebiet der March** aufgebaut. In die ehemalige Weide ist nach Nutzungsaufgabe die Lanzett-Aster (*Aster lanceolatus*) eingedrungen und hat wenigartige Bestände gebildet. Eine Daueruntersuchung soll die Vegetationsveränderungen und ein erwartetes Eindringen von pannonischen Weidezeigern aufzeigen. Zusätzlich findet eine zeitlich limitierte Pflegebeweidung auf verbrachenden Silikattrockenrasen statt (TRAXLER & KORNER, 1996, siehe auch Projekt Nr. 24, im Österreichischen Dauerflächenregister, Teil B).

Den veränderten Sukzessionsverlauf bei Schafbeweidung von ehemaligem Ackerland beschreiben GIBSON & BROWN (1992). Die Beweidung kann einerseits eine Unterbrechung der Sukzession in einer Art "Subklimax" bewirken. Als anderes Extrem kann ein völlig anderer Sukzessionsverlauf (abgelenkte Sukzession) ablaufen als ohne Beweidung. Sollte in diesem Fall die Beweidung aufgegeben werden, so würde aber das gleiche Endstadium wie ohne Beweidung erreicht werden, aber über andere Stadien.

5.4.4 Methodische Empfehlungen für das Grünlandmonitoring

Grünlandmonitoring findet meist in mehrschichtigen dichten Grasbeständen statt, die bewirtschaftet sind. Mehrschichtige Bestände lassen sich nur ungenau schätzen oder aufwendig messen. Die Bewirtschaftung des Grünlandes schafft Probleme mit der Dauerflächenmarkie-

rung, die der landwirtschaftlichen Bearbeitung widerstehen muß. Zudem muß der Aufnahmezeitpunkt an der Bewirtschaftung orientiert werden, damit vergleichbare Ergebnisse erzielt werden.

5.4.4.1 Methoden

Standardmethoden für Grünland wurden vom Nature Conservancy Council in der Studie "**Botanical survey and monitoring methods for grassland**" (SMITH et al., 1985) erarbeitet. Dabei werden drei Bearbeitungsstufen unterschieden.

Empfohlen werden etwa für Bearbeitungsstufe 2:

1 m² Schätzflächen, Deckungsschätzung mit Domin-Skala (in Österreich nicht gebräuchlich!), zusätzlich werden alle weiteren Arten in einem 2 x 2 m Quadrat notiert, das die Zählfläche umfaßt (nested plot).

Die Dauerflächen können zufällig platziert werden. Davor sollte aber eine visuelle Stratifizierung der Untersuchungsfläche durchgeführt werden, damit die Fläche in einer homogenen Pflanzengesellschaft zu liegen kommt. Mindestens zwei Schätzflächen pro Pflanzengesellschaft werden empfohlen.

Für das ganze Untersuchungsgebiet sollte eine Gesamtartenliste angefertigt werden.

In Bearbeitungsstufe 3 findet zusätzlich noch eine Vegetationskartierung statt, die Populationen von seltenen Pflanzen werden kartographisch erfaßt, und ihr Gesamtbestand wird abgeschätzt. Zusätzlich werden Standortsfaktoren wie Boden, Grundwasserstand usw. gemessen.

Mögliche Veränderungen, die aus Naturschutzgründen nicht akzeptabel sind, wären:

- Verlust oder flächenmäßiger Rückgang von schützenswerten Pflanzengesellschaften
- Verlust oder zahlenmäßiger Rückgang von schützenswerten Pflanzenarten
- Veränderung von Struktur oder Zusammensetzung von Grünlandgesellschaften, die über das natürliche Maß der Fluktuationen hinausgehen.

Als **Indikatorfunktion** kann herangezogen werden:

- Deckungswertveränderungen von ausgewählten Arten oder Artengruppen
- Veränderung in der Fläche, der Anzahl von Pflanzengesellschaften oder Arten
- Veränderungen in der reproduktiven Vermehrung (durchschnittliche Zahl der Blüten)
- Veränderungen in der Artenzahl oder Diversität
- Zahl der neu eindringenden Arten

(SMITH et al., 1985).

Allgemein betrachtet finden im Grünland methodisch vor allem Biomasseerhebungen, Deckungsschätzungen oder die Punkt-Quadrat-Methode Anwendung.

Die **visuelle Deckungsschätzung** für die Dauerbeobachtung im Grünland gilt als nicht besonders genau. Mehrschichtige Bestände und die feine Wuchsform der Gräser führen zu größeren Schätzfehlern.

Bei der visuellen Deckungsschätzung werden fast immer quadratische 1 m² Schätzflächen gewählt, in homogenen Beständen auch bis 4 m².

Als Skala eignet sich z. B. wegen der eingeschränkten Schätzgenauigkeit die Londo-Skala oder für möglichst genaue Analysen die Prozentskala.

Zur visuellen Schätzung der Ertragsprozente im Grünland empfiehlt DIETL (1997, Vortrag) folgende Skala:

Tab. 57: Visuellen Schätzung der Ertragsprozente (DIETL, 1997, Vortrag).

Symbol	Ertrags-Prozente	Ungefähre Entsprechung zur Br.-Bl.-Skala
1	<1	+
2	1-2	1
3	2-5	1
4	5-9	2
5	9-15	2
6	15-25	2, 3
7	25-40	3
8	40-60	4
9	>60	5

Masseertragsprozente können im Gegensatz zu den Deckungswerten in der Summe 100% nicht überschreiten.

Für wissenschaftliche Sukzessionsstudien werden meist **Biomasseerhebungen** oder die **Punkt-Quadrat-Methode** verwendet, weil diese Methoden mehrschichtige Bestände gut erfassen können. Eine hohe Genauigkeit für die Punkt-Quadrat-Methode im Grünland gibt STAMPFLI (1991) an und empfiehlt die Methode, um Deckungsfluktuationen zu messen. Er gibt für 176 Probepunkte eine Aufnahmezeit von vier bis fünf Stunden an. Fixpunkte werden aus Kosteneffizienz der zufälligen Punktwahl vorgezogen.

EVERSON et al. (1990) empfehlen eine zufällige Auswahl der Punkte, finden aber die weit- hin akzeptierte Punkteanzahl von 200 nur ausreichend, um mit einer 20prozentigen Genauigkeit eine Veränderung bei dominanten Arten zu erkennen. Für seltenere Arten werden schon 1.200 Punkte benötigt, um eine Veränderung nachzuweisen. Es wird aus Zeitgründen empfohlen, nur wenige, häufige Arten zu erheben.

Für die Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur verwenden MITCHLEY & WILLEMS (1995) ebenfalls die Punkt-Quadrat-Methode. Die Nadeln werden vertikal auf den Bestand gesenkt und alle Berührungen der Pflanzen mit der Nadel gezählt. Die Nadel ist dabei in 2,5 cm breite Straten unterteilt, die für den vertikalen Aufbau getrennt ausgewertet werden. Der vertikale Aufbau und die gegenseitige Beschattungshierarchie der unterschiedlichen Wuchsformen wird als aussagekräftiger bewertet als eine Auswertung nach Lebensformen.

Für **Biomasseerhebungen**, die häufig im Grünland verwendet werden, siehe Kapitel 4.16. und GRABHERR & SCHULZ (1982).

Ebenso werden **phänologische Untersuchungen** fast ausschließlich im Grünland durchgeführt (siehe Kapitel 4.17). Ein Beispiel über den prognostischen Wert phänologischer Phänomene gibt KRÜSI (1981) von einem Halbtrockenrasen in der Schweiz.

Die **Frequenzmethode**, bei der 50 Flächen (50 x 50 cm) zufällig in einer 30 x 30 m Untersuchungsfläche verteilt werden, wird von PERRY (1994) in einem Pfeifengrasbestand durchgeführt. Er empfiehlt allerdings die Zählflächengröße auf 25 x 25 cm zu verringern.

Die Frequenzmethode empfiehlt ebenfalls SMITH et al. (1985) für einzelne Zielarten. Vier oder mehr 1 m² Dauerflächen werden in 25 (20 x 20 cm) Zählflächen geteilt, in denen presence/absence-Daten erhoben werden. Um eine Ausbreitung feststellen zu können werden zusätzlich die gleiche Anzahl an Dauerflächen angelegt, in denen die Zielart nicht vorhanden ist.

Die Anwendung von **Fotomonitoring** verdeutlicht vor allem die Veränderungen in der Vegetationsstruktur, weil die Arten in dichten Grasbeständen schwer zu unterscheiden sind.

5.4.4.2 Referenzflächen

Besonders im Grünland, wo oft abgestufte Nutzungsformen verglichen werden, haben sich unbeeinflusste **Referenzflächen** (Kontrollflächen) bewährt. Referenzflächen zeigen die ungestörte Sukzession auf und helfen, die durch Management verursachten Veränderungen von den klimatischen Veränderungen zu trennen. Kommen bestimmte, mitunter sehr deutliche Trends, sowohl in der Referenzfläche als auch in der gemanagten Fläche vor, so kann ausgeschlossen werden, daß dieser Trend auf das Management zurückzuführen ist. Referenzflächen sollten eingezäunt werden, damit eine Nutzung (auch eine versehentliche) wirklich ausgeschlossen bleibt. Sie sollen so nahe an den Managementflächen liegen, damit gerade noch keine Beeinflussung wirksam wird und möglichst gleiche Standortseigenschaften vorliegen. Die Ähnlichkeit von Referenzflächen und Managementflächen soll vor Anlage der Dauerflächen durch pflanzensoziologische Aufnahmen oder durch einen Vergleich des Blühaspekts getestet werden.

5.4.4.3 Vermarkung

Die Vermarkung im bewirtschafteten Grünland muß so angelegt werden, daß die Markierung durch eine geplante Managementmaßnahme (Bsp. Mahd) nicht zerstört wird. Das bedeutet, daß gut sichtbare oberirdische Markierungen in Dauerflächennähe kaum verwendet werden können. Es werden Vermarkungsrohre mit gut sichtbarer Kunststoffplatte, die dem Erdboden plan aufliegt, empfohlen. Unter Pflugtiefe sollten zur Sicherheit noch Aluminiumplatten vergraben sein. Die Vermarkungsrohre können entweder mit Maßband und Kompaß, von fixen Markierungen, aus maximal 20 m Entfernung wiedergefunden werden oder mit Hilfe eines Metalldetektor. Auch wenn die Vegetation durch Pflügen gänzlich zerstört wird, ist es nach Einstellung der Ackernutzung wichtig zu wissen, welche Vegetation davor auf dieser Fläche war.

6 AUFTRAGGEBERINFORMATION

Dieses kurze Kapitel ist an jene Auftraggeber im Naturschutzbereich adressiert, die noch wenig Erfahrung mit Vegetationsökologischem Monitoring gesammelt haben. Für jene, die sich z. B. fragen:

- Was bringt denn Monitoring überhaupt?
- Ist das Geld nicht besser für die Flächensicherung oder für das Management zu verwenden?
- Was wird das wieder kosten?
- Was kann man denn mit Monitoringergebnissen überhaupt anfangen?

Zielgruppe sind vor allem Behörden, die an der Dauerbeobachtung aus Naturschutzgründen interessiert sind. Die Empfehlungen orientieren sich eher an der alltäglichen Praxis als an den erwünschten Optimalzuständen. Die limitierten finanziellen Mittel des Naturschutzes sollen am effektivsten eingesetzt werden.

Monitoring ist Bestandteil einer effizienten Naturschutzpolitik. Diese Behauptung sollte nicht in Frage gestellt werden.

Für die Naturschutzbehörde braucht die Effektivität von Monitoring nicht betont werden. Jeder Verantwortliche würde gerne ein kostenloses Monitoringprojekt in Auftrag geben. Der Naturschutz muß aber harte Entscheidungen treffen: Ist das Budget besser investiert, wenn möglichst viele Gebiete angekauft werden, oder ist es besser, sich auf wenige Gebiete zu konzentrieren und diese in ein Monitoringkonzept einzubinden? Welchen Stellenwert hat Mo-

monitoring im Vergleich zu Managementmaßnahmen, zu Flächenkauf oder zu Grundlagenerhebungen im Ernstfall, dann nämlich, wenn der Finanzkuchen aufgeteilt wird? Das ist der wirkliche Knackpunkt.

Wieviel Monitoring wird benötigt, damit von sinnvoller Naturschutzpolitik gesprochen werden kann?

Dieser Konflikt wird zwischen den Naturschutz-Praktikern und den Wissenschaftlern ausgetragen. Argumente wie „Ohne Flächensicherung und Management bleibt nichts mehr zum Monitoren“ fordern Argumente wie „Ohne Monitoring läßt sich nichts dauerhaft schützen“ heraus. Dieser Konflikt kann hier sicher nicht gelöst werden, sondern in einer ausgewogenen Naturschutzstrategie.

Monitoring ist kein Wundermittel, das automatisch die Probleme des Naturschutzes löst. Vegetationsökologisches Monitoring beruht auf simplen Überlegungen und simplen Felderhebungen. Monitoring ist so gut wie die Fragestellung und die Projektplanung, die dahinter steht.

Dem Auftraggeber aus dem Naturschutzsektor werden folgende aktuelle Publikationen empfohlen:

MARTI & STUTZ (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz.

KÖPPEL & JESSEL (1990): Bewertungsverfahren und Beweissicherung in Umweltverträglichkeitsstudien.

MAAS, D. & PFADENHAUER, J. (1994): Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen – fachliche Anforderungen im vegetationskundlichen Bereich.

PFADENHAUER, J.; POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern.

PLACHTER (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege.

REICH (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?

Weitere wesentliche Auftraggeberinformation ist auch im Kapitel 4.2 (Projektplanung) nachzulesen.

6.1 Aufgliederung eines Monitoringprojektes in seine Komponenten

„Wir machen ein Monitoring“ hat ungefähr den Aussagewert wie „Wir schauen uns das an“.

Monitoring gilt zweifellos als modern, und unter diesem wohlklingenden Begriff läßt sich heute viel verpacken und verkaufen. Vielleicht auch Teile, die der Auftraggeber nicht bezahlen will.

Auch wenn das Gesamtprojekt als „Monitoringprojekt“ bezeichnet wird, ist es meist eine umfangreiche vegetationsökologische Erhebung, in welcher Monitoring nur einen Teilaspekt einnimmt (siehe Abb. 106). Der Rest ist Grundlagenerhebung, wissenschaftliches Interesse und vielleicht auch Öffentlichkeitsarbeit. Die einzelnen Komponenten müssen begrifflich und nach Arbeitsschritten getrennt aufgelistet werden, damit bewußt wird, welches Produkt tatsächlich eingekauft wird. Es macht einen Unterschied, ob ein sogenanntes „Monitoringprojekt“ aus 40 % Grundlagenerhebung, 50 % Sukzessionsstudie und 10 % Frühwarnsystem aufgebaut ist, oder aus 60 % Frühwarnsystem, 30 % Grundlagenerhebung und 10 % Sukzessionsstudie.

6.1.1 Gebietserhebung und Grundlagenrecherche

Eine reine Dokumentation von Vegetationsveränderungen, ohne die Vegetationseinheiten und die Artengarnitur und ihre Verteilung im Untersuchungsgebiet zu kennen, ist relativ wertlos. Es fehlt nämlich der Bewertungshintergrund (Was ist selten, was ist flächenmäßig gefährdet?) und ein flächiges Bezugssystem (Populationsgrößen, räumliche Verteilung), auf das die Ergebnisse projiziert werden können. Ohne vorhandene Gebietsgrundlagen kann keine sinnvolle Fragestellung und keine Zieldefinition im Leitbild formuliert werden.

Es ist also bei der Projektformulierung zu prüfen, welche Kartierungen, welche pflanzensoziologische Aufnahmen und welche Gebietsbeschreibungen, auf die man aufbauen kann, bereits vorliegen. Sind keine wissenschaftlichen Gebietsgrundlagen vorhanden, so sollte in einem ersten Schritt eine Gebietserhebung durchgeführt werden, bevor ein Monitoring gestartet wird. Das eigentliche Monitoring baut dann auf der Grundlagenerhebung auf.

Es sollte aber kein Monitoringprojekt aufgeschoben werden, nur weil die Grundlagenerhebung noch nicht als ausreichend empfunden wird. Es wird immer zu wenig Geld geben, um eine Grundlagenerhebung bis ins Detail durchzuführen. Liegt eine grobe Vegetationskartierung vor, deren Kartierungstypen durch genügend pflanzensoziologische Aufnahmen charakterisiert sind, ist das sicher eine ausreichende Grundlage, um ein Monitoringprojekt zu beginnen.

6.1.2 Sukzessionsstudie oder angewandtes Monitoring

Eine Einführung zur Problematik „grundlagenwissenschaftliche Sukzessionsstudie versus angewandtes Monitoring für den Naturschutz“ (Effizienzkontrollen, Frühwarnsysteme, Monitoring mit Indikatoren) wird in Kapitel 4.2 gegeben.

Die Grundlagenerhebung muß primär fragen:

Welche Vegetationsveränderungen finden statt, und wie können diese erklärt und dargestellt werden?

Angewandtes Monitoring im Naturschutz muß kontrollieren:

Wohin und wie stark hat sich der Gebietszustand oder ein Schlüsselparameter verändert?

Wieviel Geld ist Ihnen folgende Ergebnis wert:

- „... die erst im dritten Jahr nach dem Brachefallen eingewanderte Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) breitete sich z. T. stark aus und prägte den Aspekt über einen Zeitraum von drei Jahren. Danach ging sie fast vollständig zurück. Eine zweite starke Ausbreitungsphase begann 1989 und setzte sich im Folgejahr fort. Kurzzeitige Ausbreitungsphasen zeigten auch *Galeopsis tetrahit*, *Ranunculus repens* ...“ „... frühe und häufige Mahd führt daher zum Rückgang“ (ROSENTHAL, 1992).

Sind diese Monitoringergebnisse, aus dem Naturschutztopf, der auch für die Flächensicherung und das Management zuständig ist, zu bezahlen?

Oder reichen folgende Ergebnisse aus:

- „So konnte durch die Wiederbewirtschaftung einer seit 10 Jahren brachliegenden Mädesüß-Hochstaudenflur (*Filipendulion*) eine Sumpfdotterblumen-Wiese wiederhergestellt werden.“ (ROSENTHAL, 1992).

Diese übertriebene Polarisierung der Ergebnisse einer (grundwissenschaftlichen) Sukzessionsstudie und im zweiten Fall einer angewandten Monitoringstudie (Effizienzkontrolle) soll nur die Ergebnisqualität beider Monitoringstrategien verdeutlichen. Sukzessionsstudien **beobachten** detailliert und **beschreiben** die Ergebnisse (frühe und häufige Mahd führt daher zum Rück-

gang). Die Effizienzkontrolle liefert nur die **Erfolgsmeldung** (durch Wiederbewirtschaftung ist eine Umwandlung des Wiesentyps gelungen). Es wird auch klar, daß die Darstellung der jährlichen Populationsschwankungen der gesamten Artengarnitur sicher teurer ist als eine einfach Überprüfung einzelner Arten, die klären soll, ob ein Wiesentyp nach zehn Jahren wiederhergestellt ist oder nicht.

Beide Ergebnisse stammen aus der selben Publikation, der empfehlenswerten Arbeit über „Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen“ von ROSENTHAL (1992). dadurch wird deutlich, daß es eine klare Trennung zwischen einer grundlagenwissenschaftlichen Sukzessionsstudie und einer angewandten Monitoringstudie nur begrifflich gibt, da beide Komponenten in der Projektpraxis oft gemeinsam vorkommen. Wer beauftragt eine reine Erfolgskontrolle, die nicht ansatzweise erklärt, warum sich etwas verändert hat? Zusätzlich ist ein Gebiet immer heterogen bearbeitet. Manche Fragestellungen können mit kosteneffizienten Indikatorsystemen bearbeitet werden, weil der Wissensstand gut ist. Andere Fragestellungen im gleichen Projekt bedürfen erst grundwissenschaftlicher Klärung, etwa die Frage, wie stark sich Indikatorarten in der Zeit verändern. Erst nach dieser Klärung kann für diese Fragestellung eine angewandte Methodik gestartet werden. Zusätzlich müssen Indikatoren zumindest anfangs beobachtet und evaluiert werden, und das passiert mit Methoden der Grundlagenwissenschaft. Ein rein angewandtes Monitoringprojekt gibt es also nur auf dem Konzeptpapier.

Als Empfehlung

Naturschutz kommt nicht völlig ohne Grundlagenwissenschaft aus. Auch noch so aufgeblähte und effektive Konzepte am Papier beruhen auf ganz simplen Grundlagen, nämlich der Vegetationsverteilung in Zeit und Raum, und die muß erhoben werden. In einem Monitoringprojekt für den Naturschutz müssen daher auch gewisse grundwissenschaftliche Erhebungen mitfinanziert werden, allerdings nur zu dem notwendigen Mindestmaß. Die zielgerichtete Erstellung eines Leitbildes und die Zieldefinitionen für ein überprüfbares angewandtes Monitoring soll dadurch ermöglicht werden. Die flächenscharfe Umsetzung des Leitbildes läßt sich in Managementplänen festhalten. Mit der Erstellung von Managementplänen in Verbindung mit Monitoring beschäftigen sich ALEXANDER et al. (1996).

So wie Sukzessionsstudien auf eine vorhergehende Gebietserhebung aufbauen, bauen angewandte Monitoringpraktiken auf den Erkenntnissen der Sukzessionsstudien auf.

Es muß dringend vor den sogenannten „**interessanten Ergebnissen**“ und einem übertriebenen Wissensdurst gewarnt werden. Jede beobachtete Vegetationsveränderung ist interessant, und jede passende Erklärung dazu ist noch viel interessanter. Der wissenschaftliche Eifer, alles erklären zu wollen, kommt bei diesen Projekten teuer und führt am Ziel vorbei. Das Budget muß größtenteils zur Überprüfung von Vegetationsentwicklungen eingesetzt werden und nur im notwendigen Minimum zum Erklären von Vegetationsveränderungen. Angewandtes Monitoring funktioniert nur in Verbindung mit grundlagenwissenschaftlichen Sukzessionsstudien, die aber verstärkt von der Universität geliefert werden sollten.

6.1.3 Formulierung der Fragestellung und Definition der Zielerfüllung im Leitbild

„Schaut's Euch an, was dort passiert“ als Fragestellung liefert wahrscheinlich ähnlich allgemein formulierte Ergebnisse.

Die richtige Formulierung der Fragestellung bildet den Kern eines erfolgreichen Monitoringprojektes. Je präziser eine Fragestellung formuliert wird, umso zielgerichteter wird das Ergebnis geliefert. Vage Formulierungen führen zu teuren Mißverständnissen.

Beispiel einer Fragestellung

Anhand der Mahdabstufung hinsichtlich der Intensität (ein- oder zweischürig) und des Zeitpunktes (Mai, September) in einem Feuchtwiesengebiet soll die Auswirkung auf die Arten- und Gesellschaftsdiversität festgestellt werden. Jedes Mahdregime muß mindestens nach fünf Jahren einen gerichteten Trend in Richtung der im Leitbild definierten Artenzusammensetzung der extensiven nährstoffarmen Feuchtwiesengesellschaften aufweisen, sonst wird diese Variante vorzeitig abgebrochen. Zusätzlich soll ein stichprobenartiges Frühwarnsystem für drei Arten der Roten Liste (Gefährdung 1-2) eingerichtet werden, das eine erklärende Untersuchung einleitet, wenn ein definierter Abundanzwert einer Art innerhalb von fünf Jahren dreimal unterschritten wird. Nach spätestens acht Jahren muß eine klare Aussage getroffen werden, welche Mahdvariante die im Leitbild definierten Zielvorstellungen am kostengünstigsten erfüllen kann. Das Frühwarnsystem wird als Minimalprogramm im zweijährigen Rhythmus weitergeführt.

Eine Fragestellung ist wahrscheinlich anfangs nicht immer so klar zu formulieren, aber es soll zeigen, daß die Zielerfüllung meßbar und daher überprüfbar sein muß. In einem **Leitbild** muß der Zustand definiert werden, der im Gebiet aus der Sicht des Naturschutzes erreicht werden soll. Leitbilder für Monitoring im Naturschutz müssen quantitativ in Raum und Zeit überprüfbar und nicht nur deskriptiv formuliert sein. Welche Arten, Gesellschaften oder Landschaftsteile sollen in welcher Menge, in welcher Verteilung vorliegen, und in welcher Zeitspanne wird dieses Leitbild erreicht? Wenn alte pflanzensoziologische Arbeiten vorliegen, dann kann aufgrund von Stetigkeitstabellen definiert werden, in welcher Menge bestimmte Charakterarten bei wievielen Wiederholungsaufnahmen vorhanden sein müssen, damit das am alten Zustand definierte Leitbild erreicht ist. Diese quantitativen Forderungen sind überprüfbar, und das Monitoringergebnis ist eine **erfüllt/nicht erfüllt Antwort**. Dauerbeobachtung ohne Leitbild liefert meist nur kommentierte Artenschwankungen ohne konkreten Bewertungshintergrund als Ergebnis.

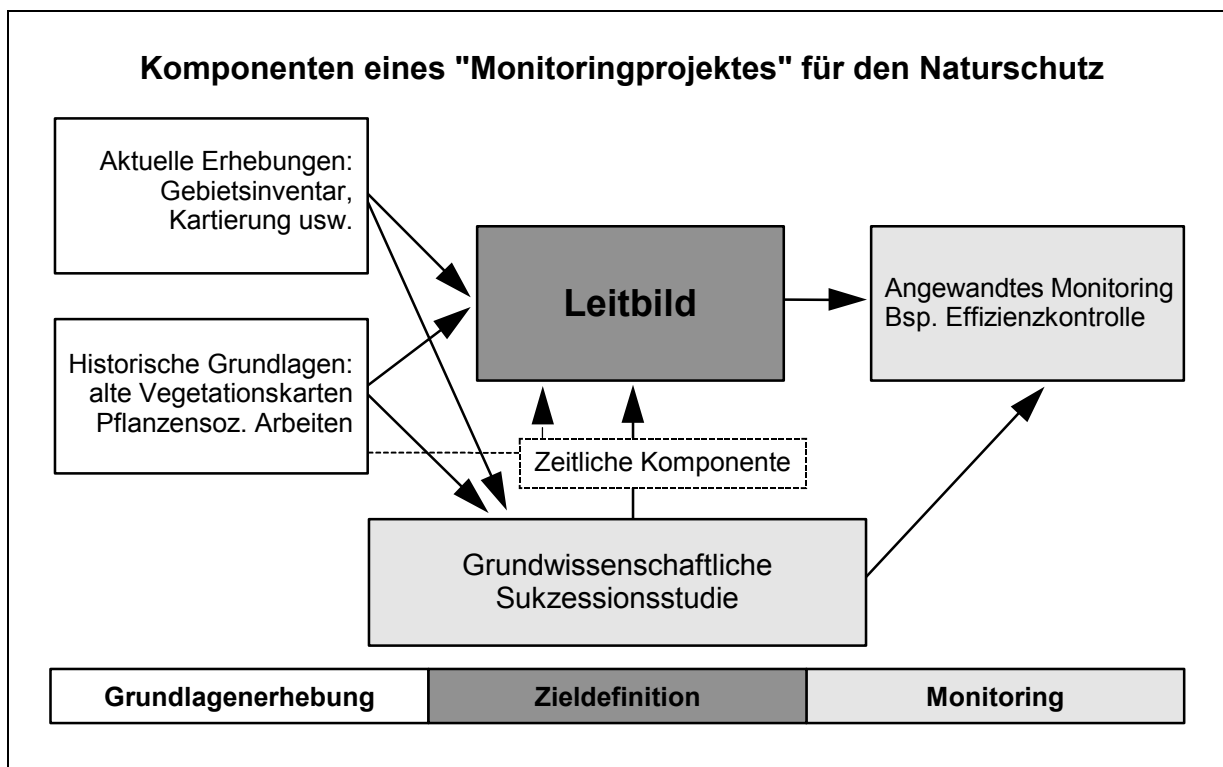


Abb. 106: Einzelkomponenten eines sogenannten "Monitoringprojektes" für den Naturschutz.

6.2 Wann soll ein Monitoringprojekt enden?

Monitoring ist theoretisch ein kontinuierlicher Vorgang ohne Ende; der Wissensgewinn steigt mit jedem weiteren Beobachtungsjahr. Von der finanziellen Seite des Auftraggebers betrachtet, ist eine längerfristige Bindung eines Budgetpostens für Monitoring, ohne sicheres Ende, unerwünscht. Das Projektende muß also eindeutig festgelegt werden.

Am einfachsten ist eine **zeitlich fixierte Projektdauer**, z. B. fünf Jahre. Was passiert aber, wenn bis dahin noch keine relevanten Veränderungen festgestellt werden konnten? Kommt dann die Forderung nach einer Projektverlängerung, weil mehr Daten benötigt werden (siehe Abb. 3) (HELLAWELL, 1991).

Der Auftragnehmer muß garantieren, daß in dem vorgeschlagenen Beobachtungszeitraum die Fragestellung beantwortet werden kann. Wenn ein Projekt für drei Jahre angesetzt ist, muß vorher deklariert werden, daß in dieser Zeitspanne, keine sicheren Prognosen für die Zukunft möglich sind, aber Aussagen zu kurzfristigen Trends und der Stärke der Veränderung.

Die Projektdauer kann auch durch die Zielerfüllung des Leitbildes definiert werden. Projektende ist dann, wenn etwa die erwünschte Artengarnitur des Leitbildes, die durch ein bestimmtes Weidemanagement erreicht werden soll, tatsächlich in den Dauerflächen auftritt. Wenn das Projekt länger als maximal festgelegt andauert, so muß das Leitbild neu definiert oder das Management gewechselt werden.

Manche Monitoringerhebungen besitzen kein Ende, sondern sollen ständig periodisch weitergeführt werden. In einem Schutzgebietsnetz wird beispielsweise ein zehnjähriger Erhebungsrhythmus festgelegt, um einen ständigen Überblick über den Gebietszustand zu erhalten.

In der Praxis sollte ein mehrjähriger Budgetrahmen garantiert sein, z. B. für vier Jahre. Das Projekt wird aber methodisch für eine zwölfjährige Dauer konzipiert. Nach vier Jahren erfolgt eine Auswertung des Projektes, die freilich nur kurzfristige Trends liefern kann. Das Projekt wird wieder um vier weitere Jahre verlängert, wenn es der Finanzplan zuläßt. Die nächsten Ergebnisse müssen bereits mittelfristige Trends aufzeigen und Prognosen ermöglichen.

6.3 Umsetzung von Monitoringergebnissen

Die praktische Umsetzung von Monitoringprojekten unterscheidet sich nicht von der Umsetzung anderer Auftragsarbeiten. Es muß vor Projektbeginn geplant werden, wer die Umsetzung durchführt, wann sie durchgeführt wird, und ob sie finanziert werden kann. Angewandtes Monitoring in Form von Erfolgskontrollen beinhaltet bereits die Umsetzung. Das Projekt endet mit der umgesetzten Zielerfüllung, z. B. daß eine Biotopverlegung erfolgreich verlaufen ist. Bei Sukzessionsstudien müssen die Ergebnisse in Form von Managementplänen und Leitbildern am Projektende vorliegen. Diese müssen dann von der Behörde umgesetzt werden.

6.4 Was kostet Monitoring?

Ein Monitoringprojekt kann jährlich über ATS 10 Mio. kosten oder aber nur ATS 50.000,-, das ist abhängig von der Gebietsgröße, Bearbeitungsintensität und der erwünschten Genauigkeit.

Die voraussichtlichen jährlichen Kosten für das sehr umfassende Projekt „Koordiniertes Biomonitoringsystem in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland " werden in einer Optimalvariante mit einem Mittelwert von etwa ATS 13 Mio. angegeben (THOMAS et al, 1994). Das umfaßt die Datenerhebung und flächenhafte Auswertung von 25 Untersuchungs-

gebieten und die Finanzierung einer zentralen Koordinationsstelle. Eine einmalige Vorlaufphase zur Flächeneinrichtung und die Grundlagenerhebung ist in dieser Kalkulation noch nicht enthalten. Für diesen Betrag wird ein vorbildlich konzipiertes und umfassendes interdisziplinäres Programm geboten, das neben Vegetation, Epiphyten, Bodenuntersuchungen, Nähr- und Schadstoffgehalten, auch faunistische Erhebungen miteinschließt. Landesweite Projekte wie dieses sind von nationalem Interesse und die Ergebnisse sind für Wissenschaft, Naturschutz und Waldökonomie nutzbar. Die kalkulierten jährlichen Kosten sind unter diesem Blickwinkel sicher nicht zu hoch angesetzt, und das Projekt ist daher förderungswürdig.

Schutzgebietsmonitoring auf lokaler Ebene, wie z. B. das „Monitoring für die Naturschutzgebiete von Berlin“ (21 Gebiete, sowohl Flora, Vegetation, Fauna, Wasserchemie, Boden, Erstellung von Entwicklungsplänen), das für fünf Jahre konzipiert wurde, wird mit etwa ATS 2,8 Mio. jährlich angegeben (BÖCKER et al., 1991).

Wenn man die Gesamtkosten des Berliner Schutzgebietsmonitorings rückrechnet, so sind das ca. ATS 130.000,- jährlich pro Gebiete (meist Moore mit durchschnittlich 25 ha) oder ATS 5.500,- pro Hektar. Großprojekte sind sicher kosteneffizienter als lokale Projekte, die in einzelnen Gebieten durchgeführt werden, weil für jedes Projekt ein generelles Untersuchungskonzept und eine Methodenanpassung durchgeführt werden muß.

Generell kann festgestellt werden, daß Projekte mit mehr Gebieten und größeren Flächen pro Flächeneinheit billiger werden, weil die Stichproben auch auf größere Flächen übertragbar sind. Ebenso sind langfristige Projekte wesentlich günstiger als kurzfristige, weil langfristiges Monitoring zum Routinevorgang wird.

Die Kosten werden aber nicht primär durch die Fläche bestimmt, sondern durch die Intensität und die erwünschte Genauigkeit. Aufwendige Biomassebestimmungen oder die Dokumentation mittels Samenfallen kosten ein Vielfaches von einfachen halbquantitativen Verfahren. Monitoringprojekte für den Naturschutz sollten in der Regel einfache und kostengünstige Methoden verwenden, auch wenn damit nicht die Genauigkeit erreicht wird, die für wissenschaftliche Projekte zu fordern ist. Oft genügt es, grobe Veränderungen zu erkennen.

Ein budgetäres Problem stellt die Langfristigkeit von Monitoringprojekten dar. Eine Finanzsage kann oft nur über ein bis vier Jahre gemacht werden. Dauerbeobachtung erfordert in der Regel einen größeren Zeitrahmen. Jährlich budgetierte Projekte, die aus finanziellen Gründen nach zwei Jahren abbrechen müssen, obwohl sie für mindestens acht Jahre konzipiert wurden, können das Untersuchungsziel nur verfehlen. Sie sind nicht wertlos, aber das bereits investierte Geld hat im Vergleich zur Investition wenige Ergebnisse gebracht. Monitoringprojekte kann man gut mit langfristigen Geldanlagen vergleichen. Erst nach einer bestimmten Laufzeit stellt sich ein erster Gewinn ein. Das Optimum erhält man nach einer längeren Laufzeit. Wenn eine langfristige Geldanlage schon nach einem Jahr aufgelöst wird, erhält man oft nicht einmal die ursprüngliche Geldeinlage zurück.

Erschwerend kommt noch hinzu, daß in den ersten Jahren, in denen die Ergebnisse noch dürftiger sind, die Investitionen am höchsten sind. Die Auswahl und Einrichtung der Dauerflächen kostet mindestens doppelt soviel wie ein einmaliger Aufnahmedurchgang der Flächen. In den ersten Jahren sollte zudem die Beobachtungsfrequenz höher sein, damit die Datenerhebung keine Lücken (Fehlbestimmung, übersehene Arten) aufweist, und die kurzfristigen Schwankungen der Vegetation auch bekannt sind, was die anfänglichen Kosten weiter steigert (Abb. 107).

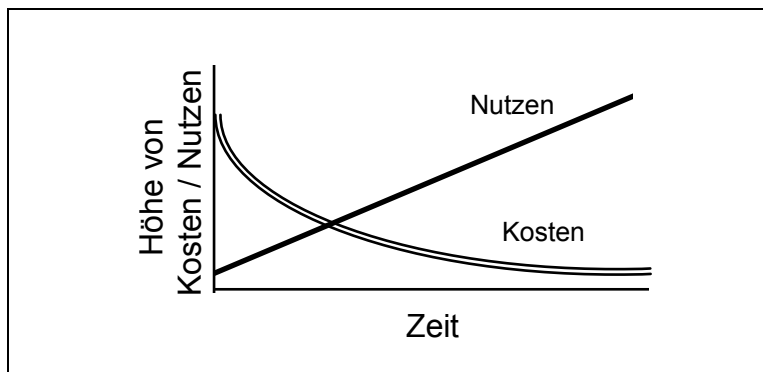


Abb. 107:
Monitoringprojekte erfordern am Beginn hohe Investitionen, die im Routinebetrieb konstant sind, die Ergebnisqualität steigt mit der Zeit.

Monitoringprojekte sind also längerfristiger zu planen, und es muß klar sein, daß eine anfänglich hohe Investition erst nach einer Mindestlaufzeit ein gewünschtes Ergebnis bringen kann.

6.5 Warum Monitoring?

Vegetationsökologisches Monitoring muß in ein Naturschutzkonzept eingebettet sein. Monitoring ist ein notwendiges und effizientes Werkzeug, welches naturschutzfachliche Fragen beantworten kann und gleichzeitig Kontrollmöglichkeiten für die Umsetzung von naturschutzfachlichen Leitbildern liefert. Eine Klärung der zeitlichen Vegetationsveränderungen und die daraus resultierenden Prognosemöglichkeiten sind Grundlage für die Naturschutzpolitik auf jeder Maßstabsebene, von der einzelnen Feuchtwiese bis hin zu landesweiten Schutzgebietsystemen. Monitoring gehört, zumindest theoretisch, zum Standard der Schutzgebietsüberwachung. Europäische Schutzgebietsrichtlinien enthalten die Verpflichtung zum Monitoring, die in das nationale Recht aufgenommen und umgesetzt werden muß (z. B. die FFH-Richtlinie, Artikel 11). Auch andere internationale Richtlinien wie z. B. die Biodiversitätskonvention (Rio-Konferenz, 1992), enthalten die Monitoringverpflichtung.

Man sollte es nochmals sehr deutlich formulieren:

Vegetationsökologisches Monitoring muß Bestandteil einer effizienten Naturschutzpolitik sein.

7 LITERATUR

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Ulmer Verlag, Stuttgart und Wien: 1180.
- ALEXANDER, M. et al. (1996): A guide to the production of management plans for nature reserves and protected areas. Countryside Council for Wales, Report:102.
- ARNDT, U.; NOBEL, W. & SCHWEITZER, B. (1987): Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Verlag, New York: 388.
- AUSTIN, M. P. (1981): Permanent quadrats: An interface for theory and practice. Vegetatio, 46: 1-10.
- BACK, H.-E.; ROHNER, M.-S.; SEIDLING, W. & WILLECKE, S. (1996): Konzept zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der "Ökologischen Flächenstichprobe". Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung (Statistisches Bundesamt Wiesbaden), 6: 285.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W. & WEIBER, R. (1996): Multivariate Analysemethoden. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 591.

- BARR, C. J.; BUNCE, R. G. H.; CLARKE, R. T.; FULLER, R. M.; FURSE, M. T.; GILLESPIE, M. K.; GROOM, G. B.; HALLAM, C. J.; HORNING, M.; HOWARD, D. C. & NESS, M. J. (1993): Countryside Survey 1990. Main Report. Inst. of Terrestr. Ecol., Countryside 1990 series, Vol. 2.
- BAYFIELD, N. (1996): Approaches to monitoring for nature conservation in Scotland. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), Tagungsband zu Seminar on Monitoring for Nature Conservation. pp. 6, Wien.
- BITTERLICH, W. (1948): Die Winkelzählprobe. Allg. Forst- u. Holzwirtschaft Zeitung, 59: 4-5.
- BÖCKER, R.; GRENIUS, R.; PLATEN, R.; LINDER, W. & SCHACHT, N. (1991): Monitoring für die Naturschutzgebiete von Berlin. Nat.u.Landschaft, 66/9: 436-438.
- BÖHNERT, W. & REICHHOFF, L. (1978): Statistische Auswertung von Dauerquadraten in xerothermen Rasengesellschaften – Zur Anwendung des Chi-Quadrat-Tests. Phytocoenosis, 7 (1/2/3/4).
- BONHAM, C. D. (1989): Measurements for terrestrial vegetation. Wiley, New York.
- BORGGRÄFE, K. (1995): Restitution von Grünland-Gesellschaften – Vorhaben "Revitalisierung in der Ise-Niederung". Naturschutz und Landschaftsplanung, 1: 19-24.
- BORMANN, F. H. (1953): The statistical efficiency of sample plot site and shape in forest ecology. Ecology, 34: 474-487.
- BORNKAMM, R. & HENNIG, U. (1978): Zur Sukzession von Ruderalgesellschaften auf verschiedenen Böden. Phytocoenosis, 7: 129-150.
- BORNKAMM, R. & HENNIG, U. (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichem Boden. I. Zusammensetzung der Vegetation. Flora (Jena), 172: 267-316.
- BÖTTCHER, H. (1974): Bibliographie zum Problem der Sukzessionsforschung mit Hilfe von Dauerquadraten und der Vegetationskartierung. Exc. Bot. Sec. B, Sociol., 14: 35-56.
- BRAKENHIELM, S. & QINGHONG, L. (1995): Comparison of field methods in vegetation monitoring. Water Air and Soil Pollution 79(1-4): 75-87.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde.: 865.
- BRIEMLE, G. (1987): Erste Ergebnisse aus einem Streuwiesenversuch der LVVG Aulendorf und Folgerungen für die praktische Biotop-Pflege. Ökologie & Naturschutz, 1: 247-271.
- BRIEMLE, G. (1995): Magerwiesen und Extensivwiesen – Wieviel Dünger vertragen sie? Expertentagung „Landwirtschaft und Naturschutz“, BAL Gumpenstein, 19-20 Okt. 1995:45-49.
- BRIEMLE, G. & ELSÄSSER, M. (1992): Die Grenzen der Grünland-Extensivierung. Naturschutz und Landschaftsplanung, 5/92: 196-197.
- BUNCE, R. G. H.; BARR, C. J. & WHITTAKER, H. A. (1983): A stratification system for ecological sampling. In: Fuller, R. M.: Ecological mapping from ground, air and space. ITE-symposium no. 10, Cambridge: 69-78.
- BUNCE, R. G. H.; HOWARD, D. C.; HALLAM, C. J.; BARR, C. J. & BENEFIELD, C. B. (1993): Ecological Consequences of Land Use Change. Report. Inst. of Terrestr. Ecol.
- CAIN, S. A. & CASTRO, G. M. (1959): Manual of Vegetation Analysis. Harper, New York: 325.
- CAIRNS, J. (1979): Biological monitoring – concept and scope. In: Cairns, J.; Patil, G. P. & Waters, W. E. (eds.): Environmental Biomonitoring, Assessment, Prediction and Management. International Co-operative Publishing House, Maryland.: 3-20.
- CHERRILL, A. & MCCLEAN, C. (1995): An investigation of uncertainty in field habitat mapping and the implications for detecting land cover change. Landscape Ecology, 10: 5-21.
- COCHRAN, W. G. (1977): Sampling Techniques. 3rd ed., Wiley, New York.
- CUMMINS, R. P. (1995): Monitoring Environmental Sensitive Areas in Scotland. Handbook Draft 4. Inst. of Terr. Ecol., 70.
- CURTIS, D. J. & BIGNAL, E. M. (1985): Quantitative description of vegetation physiognomy using vertical quadrats. Vegetatio, 63: 97-104.

- CURTIS, J. T. & MCINTOSH, R. P. (1950): The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 19: 588-590.
- CCW (1996): Integrated Monitoring with management planning. Report 1. Countryside Council for Wales, Life-Nature Projekt: 12.
- DALLA TORRE, K. W. & SARNTHEIN, L. (1906-1912): Flora von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein.
- DAUBENMIRE, R. F. (1968): Plant Communities: A Textbook of Plant Synecology. Harper & Row., New York: 300.
- DETHIER, M. N.; GRAHAM, E. S.; COHEN, S. & TEAR, L. M. (1993): Visual versus random – point percentage cover estimations: "objective" is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 96: 93-100.
- DIERSCHKE, H. (1985): Experimentelle Untersuchung zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. In: Schreiber, K.-F. (ed.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten, 20: 9-24.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DISTER, E.; SCHNEIDER, E.; SCHNEIDER, ECK.; FRITZ, H.; WINKEL, S. & FLÖSSER, E. (1992): Wissenschaftliche Erfahrungen aus Renaturierungsprojekten. *Beitr. Akad. Natur- u. Umweltschutz B.W.*, 13b: 20-35.
- DOMIN, K. (1923): Problemy a metody rostlinné sociologie. Praha.
- DORDA, D. (1991): Welche (flächenwirksamen) Aussagen der Veränderung erlaubt die Fortschreibung der Biotopkartierung? Ein inhaltlicher und methodischer Beitrag zur Fortführung der Biotopkartierung im Saarland. *Natur u. Landschaft*, 66/4: 212.
- EGGLER, F. E. (1977): The nature of vegetation, its management and mismanagement. An Introduction to vegetation science. Aton Forest Norfolk, Connecticut.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart: 136.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobot.*, 9: 122.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.*, 18: 258.
- ELLMAUER, T. & MUCINA, L. (1993): Molinio-Arrhenatheretea. In: Mucina, L.; Grabherr, G. & Ellmauer, T. (eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York., Bd. 1: 299-401.
- EVERSON, T. M.; CLARKE, G. P. Y. & EVERSON, C. S. (1990): Precision in monitoring plant species composition in montane grasslands. *Vegetatio*, 88: 135-141.
- FERRIS-KAAN, R. & PATTERSON, G. S. (1992): Monitoring vegetation changes in conservation management of forests. *Forestry Commission Bulletin*, 108: 31.
- FISCHER, A. (1979): Erste Ergebnisse von Sukzessionsuntersuchungen an der Vegetation künstlich begrünter Lößböschungen in Großumlegungsgebieten des Kaiserstuhls. *Natur und Landschaft*, 54. Jg., Heft 7/8: 227-232.
- FISCHER, A. (1986): Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 61: 349-390.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. *Diss Bot.* 110., Cramer. Berlin. Stuttgart., 110: 234.
- FISCHER, A. (1992): Long term vegetation development in Bavarian Mountain Forest ecosystems following natural destruction. *Vegetatio*, 103: 93-104.
- FISCHER, A. & KLOTZ, St. (1996): Zusammenstellung von Begriffen, die in der Vegetations-Dauerbeobachtung eine zentrale Rolle spielen. Manuskript, Vorlage zur Diskussion auf der 2. Arbeitstagung der Arbeitsgruppe Vegetationsdynamik 25-27. Juli 1996: 14.
- FISCHER, A.; ABS, G. & LENZ, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf – Ansätze einer "Urwaldforschung" in der Bundesrepublik. *Cbl.*, 109: 309-326.

- FLOYD, D. A. & ANDERSON, J. E. (1987): A Comparison of Three Methods for Estimating Plant Cover. *Journal of Ecology*, 75: 221-228.
- FRANK, D. (1990): Flora – Programmpaket zur Auswertung biologisch-ökologischer Indikatorenmerkmale in Vegetationsaufnahmen und Artenlisten. Halle/Saale.
- FRANK, D. & KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wiss. Beitr., Univ. Halle*, 60 (P35): 1-103.
- FRANKENBERG, P. (1982): *Vegetation und Raum*. UTB Schöningh, Paderborn, München, Wien, Zürich: 245.
- FRAZIER, B. E.; HANRAHAN, T. & MOOR, B. C. (1994): Color aerial slide photography for detecting of *Lythrum salicaria*, Purple Loosestrife, in wetland environments of Washington. in: *Proceedings of the 14th workshop on color aerial photography and videography for resource monitoring*. Utah: 37-47.
- GEHLKER, H. (1977): Eine Hilfstafel zur Schätzung von Deckungsgrad und Artmächtigkeit. *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N.F.* 19/20: 427-430.
- GIBSON, C. W. D. & BROWN, V. K. (1992): Grazing and vegetation change: Deflected or modified succession? *Journal of Applied Ecology* 29(1): 120-131.
- GLANZ, M. (1986): Untersuchungen zur Methodik und Anlage von Dauerbeobachtungsflächen. *Dipl. Arb. am Lehrgebiet Geobotanik d. TU München*: 95.
- GOLDSMITH, F. B. (1991): *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall: 275.
- GRABHERR, G.; MAIR, A. & STIMPFL, H. (1988): Vegetationsprozesse in alpinen Rasen und die Chancen einer echten Renaturierung von Schipisten und anderen Erosionsflächen in alpinen Hochlagen. In: *Pflug, W.: Erosionsbekämpfung im Hochgebirge*. SEPIA Verlag, Aachen: 94-113.
- GRABHERR, G. & SCHULZ, L. (1982): Bestimmung der pflanzlichen Biomasse und Produktion mit der Erntemethode und Bestimmung des Blattflächenindex. In: *Jenatschek, H. (ed.): Ökologische Feldmethoden*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 62-72.
- GRABHERR, G. & MUCINA L. (1993): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II*. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart New York: 523.
- GREEN, R. H. (1979): *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. Wiley, New York.
- GREIG-SMITH, P. (1964): *Quantitative plant ecology*. 2nd ed. Butterworths, London: 256.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, New York: 222.
- HAINING, R. P. (1990): *Spatial data analysis in the social and environmental sciences*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- HAKES, W. (1996): *Multivariate Ordinationsmethode zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur- Grundlagen und Beispiele aus Sukzessionsforschung und Monitoring Naturschutz und Landschaftsplanung*, 1.
- HELLAWELL, J. M. (1991): Development of a rationale for monitoring. In: *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall: 1-14.
- HESTER, A. J.; MILLER, D. R. & TOWERS, W. (1996): Landscape-scale vegetation change in the Cairngorms, Scotland, 1946-1988: implications for land management. *Biological Conservation*, 77: 41-51.
- HILL, M. O. & RADFORD, G. L. (1986): *Register of Permanent Vegetation Plots*. Report, Inst. of Terr. Ecol.: 31.
- HOFFMANN-KROLL, R.; SCHÄFER, D. & SEIBEL S. (1995): Indikatorsystem für den Umweltzustand in Deutschland. *Wirtschaft und Statistik*, 8: 589-597.
- HOLDGATE, M. W. (1991): Forward. In: *Spellerberg, I.F.: Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, New York.

- HOOPER, A. J. (1992): Field monitoring of environmental change in the Environmental Sensitive Areas. In: Whitby, M. C. (ed.): Land use change: the causes and consequences. ITE symposium no. 27, London: 52-59.
- HUTCHINGS, M. J. (1991): Monitoring plant populations: census as an aid to conservation. In: Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall: 61-76.
- JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. TER & TONGEREN, D. F. R. VAN (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- JONES, P. H. (1994): Photomonitoring: A Procedure Manual. Countr. Counc. Wales, Report no. 94/2/1: 8.
- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngter Feuchtwiesen – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Dissert. Bot., 120: 143.
- KENT & COKER (1992): Vegetation Description and Analysis. London: 363.
- KERNER, H. F.; SPANDAU, L. & KÖPPEL, J. G. (1991): Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. Abschlußbericht MAB-Projekt 6 "Ökosystemforschung Berchtesgaden" 1981-1991: 109.
- KLOTZ, S. (1996/1997): Dauerflächenuntersuchungen-Ergebnisse einer Umfrage. Arch. für Naturschutz und Landschaftspflege, in print.
- KÖPPEL, J. G. & JESSEL, B. (1990): Bewertungsverfahren und Beweissicherung in Umweltverträglichkeitsstudien. Laufener Seminarbeiträge, 6: 49-56.
- KREEB, K. H. (1990): Methoden der Pflanzenökologie und Bioindikation. G. Fischer Verlag, Stuttgart und New York: 327.
- KRÜSI, B. (1981): Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena – a study in limestone grassland in northern Switzerland. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftg. Rübel, 75: 115.
- KÜCHLER, M. (1996): VEGEDAZ – Editor, Datenbank, Analyse und Zeigerwerte für Vegetationsaufnahmen. Vers. Okt. 1996. Einsiedeln: 89.
- KUHN, G. (1995): Erprobung der Fernerkundungs-Methoden für die Dauerbeobachtung der Vegetation im Wurzacher Ried. Tagungsbeitrag AGIT: 4.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, 68: 297.
- LANDOLT, E. (1994): Vegetation mapping and nature conservation in Switzerland. Vegetatio 110(1): 19-23.
- LONDO, G. (1975): Information über Struktur, Dynamik und ihr Zusammenhang durch Dauerquadratuntersuchungen. In Schmid (ed.), W.: Sukzessionsforschung. Cramer, Vaduz, 89-105.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio, 33: 61-64.
- LONDO, G. (1978): A method of studying vegetation dynamics in a two-dimensional microgradient. Phytocoenosis, 7: 165-175.
- LÜDI, W. (1940): Die Veränderung von Dauerflächen in der Vegetation des Alpengartens Schinige Platte innerhalb des Jahrzehnts von 1928/29-1938/39. Ber. geobot. Forsch. Inst. Rübel: 93-148.
- MACK, R. N. & TYKE, D. A. (1979): Mapping individual plants with a fieldportable digitizer. Ecology, 60: 537-542.
- MACGILLIVRAY, A. & KAYES, R. (1995): Environmental Measures – indicators for the UK environment. Wildlife & Countryside Link, Report: 107.
- MARTI, F. & STUTZ, H. P. B. (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz – Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept. Ber. WSL/FNP/Birmensdorf: 336 171.
- MAAS, D. & KOHLER, A. (1983): Die Makrophytenbestände der Donau im Raum Tuttlingen. Landschaft + Stadt, 15(2): 49-60.
- MAAS, D. & PFADENHAUER, J. (1994): Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen – fachliche Anforderungen im vegetationskundlichen Bereich. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 40: 25-50.

- MASCH, E. (1994): Feuchtgrünland-Bewirtschaftung und Wiesenbrüterschutz. *Natur und Landschaftsplanung*, 26 (4): 138-143.
- MAZZOLENI, S.; FRENCH, D. D. & MILES, J. (1991): A comparative study of classification and ordination methods on successional data. *Coenoses*, 6(2): 91-101.
- MENTIS, M. R.; WALKER, R. S. (1989): An expert system for monitoring vegetation. *South African Journal of Science*, 85(4): 241-245.
- MILES, J. (1985): The pedogenic effects of different species and vegetation types and the implications of succession. *Journal of Soil Science*, 36: 571-584.
- MITCHLEY, J. & WILLEMS, J. H. (1995): Vertical canopy structure of Dutch chalk grassland in relation to their management. *Vegetatio*, 117: 17-27.
- MÖLLER, H. (1987): Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mittel dieser Werte. *Tuexenia*, 7: 499-506.
- MORRISON, D. A.; Le BROCCQUE, A. F. & CLARKE, P. J. (1995): An assessment of some improved techniques for estimating the abundance (frequency) of sedentary organisms. *Vegetatio*, 120: 131-145.
- MOTYKA, J.; DOBRZANSKI, B. & ZAWADZKI, S. (1950): Preliminary studies on meadows in the south-east of the province Lublin. *Ann. Univ. Mariae Curie-Slodowska, Sectio E*, 5(13): 367-447.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart New York: 578.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G. & WALLNÖFER, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart New York: 353.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, New York: 547.
- MUHLE, H. (1978): Probleme der Datenerhebung und Auswertung von Dauerprobeflächen von Kryptogamensynusien. *Phytocoenosis*, 7: 213-223.
- MUHLE, H. & POSCHLOD, P. (1989): Konzept eines Dauerflächenprogramms für Kryptophytengesellschaften. *Ber. d. ANL*, 13: 59-76.
- MÜLLER, N. (1990a): Vegetationsentwicklung von Parkrasen nach Pflegeumstellung auf Wiesenschnitt. Ergebnisse aus 5jährigen Dauerflächenbeobachtungen Rasen-Turf-Gazon, Jg 21/1: 3-10.
- MÜLLER, N. (1990b): Die Entwicklung eines verpflanzten Kalmagerrasens. *Natur und Landschaft*, 65 (1): 21-27.
- NELDNER, V. J. & HOWITT, C. J. (1991): Comparison of an intuitive mapping classification and numerical classifications of vegetation in southeast Queensland, Australia. *Vegetatio*, 94(2): 141-152.
- NELDER, V. J.; CROSSLEY, D. C. & COFINAS, M. (1995): Using Geographic Information System (GIS) to determine the adequacy of sampling in vegetation surveys. *Biological Conservation*, 73: 1-17.
- NERC (1995): Institute of Terrestrial Ecology. Annual Report 1994-95.: 151.
- OBERGFÖLL, F.J. (1984): Trittbelastung auf Halbtrockenrasen im Ballungsraum Stuttgart und Möglichkeiten der Renaturierung. *Dissertationes Botanicae*, 76: 155.
- OKLAND, R. H.; EILERTSEN, O. & OKLAND, T. (1990): On the relationship between sample plot size and beta diversity in boreal coniferous forests. *Vegetatio*, 87: 187-192.
- ORLOCI, L.; ANAND, M. & HE, X. (1993): Markov chain: A realistic model for temporal coenoser? *Biomet. Praxim.*, 33: 7-26.
- PALMER, M. W. & MAAREL, E. van der (1995): Variance in species richness, species association, and niche limitation. *OIKOS*, 73: 203-213.
- PATIL, G. P. & RAO, C. R. (EDS.) (1993): Multivariate environmental statistics. Elsevier Science Pub. B. V., Amsterdam.
- PERRY, K. (1994): Grassland Quality Monitoring at Broad Oak & Thornhill Meadows SSSI, DINEFWR, DYFED. June 1992. Countr. Counc. Wales, Report no. 92/2/14.

- PFADENHAUER, J.; POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. *Ber. d. ANL*, 10: 41-60.
- PLACHTER, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege Laufener Seminarbeiträge, 7: 7-29.
- POLATSCHEK, A. (1989): Veränderungen innerhalb der Pflanzenwelt Tirols in den letzten 100 Jahren. In: *Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum: Beiheft zur Sonderausstellung*: 9-36.
- RAUNKIAER, C. (1905): Types biologiques pour la géographie botanique. *Bull. Acad. Sc. Danemark*.
- REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? *Schr.-R. Landschaftspflege u. Naturschutz*, 40: 103-111.
- REITER, K. (1993): Computergestützte Methoden der Vegetationsökologie, unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobenerhebung mit Unterstützung eines geographischen Informationssystems. *Dissertation Universität Wien*: 160.
- REMY, D.; WAGENRINGEL, A. & KRATOCHWIL, A. (1997): Vegetationsmonitoring von noch genutztem und extensiviertem Feuchtgrünland – Untersuchungen in ehemaligen Niedermoorgebieten des Dümmerniederung (Niedersachsen, Deutschland). Unveröff. Kurzfassung zur Tagung "Vegetations-Monitoring" der RTG, Uni. Zürich, 22-23.02.97: 1.
- RICE, E. L. & KELTING, R. W. (1955): The species-area curve. *Ecology*, 36: 7-11.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. *Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. Dissert. Bot.*, 182: 1-283.
- ROTHMALER, W.; SCHUBERT, R.; WERNER, K. & MEUSEL, H. (1984): Exkursionsflora für die Gebiete DDR und der BRD. Bd. 2 Gefäßpflanzen. *Volk und Wissen*, Berlin: 640.
- ROWELL, T. A. (1988): Monitoring of vegetation. In: *Rowell, T. A.(ed.) The Peatland Management Handbook. Nature Conservancy-Council*, No. 14.
- ROWELL, T. A. (1993): Common Standards for Monitoring SSSIs. *Report. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough*, Vol. 1: 51.
- ROWELL, T. A. (1994): Ecological Indicators for Nature Conservation Monitoring. *Joint Nature Conservation Committee. Report*, No. 196: 146.
- SCEP (1970): *Man's Impact of the Global Environment. Report of the Study of Critical Environmental Problems (SCEP)*. Cambridge, MS., MIT Press.
- SCHAUMBERG, K. (1995): Vegetationsökologische Dauerbeobachtung zur Erfolgskontrolle von Ersatzmaßnahmen einer 380 kV-Freileitung..
- SCHERFOSE, V. (1993): Zum Einfluß der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 2 (1993): 201-211.
- SCHMIDT, W. (1974): Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. *Vegetatio*, 29/1.
- SCHMIEDEKNECHT, A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstillegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet. *Dissertationes Botanicae*, 245: 125.
- SCHNEIDER, E. (1995): Zur Vegetationsentwicklung auf den aufgelassenen Ackerflächen des Köhkopfs und das damit verbundene Auftreten seltener Arten. *Zeitschrift für Vogel- und Naturschutz in Südhessen*, 13: 67-78.
- SCHÖNTHALER, K.; KERNER, H.-F.; KÖPPL, J. & SPANDAU, L. (1994): Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. *UFOPLAN-Nr. 10104040/08*, Bd. 1: 244.
- SCHÖNTHALER, K.; KÖPPEL, J.; KERNER, H.F. & SPANDAU, L. (1993): Konzeption für die Ökosystemare Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten. *Z.Ökol.Nat.schutz*, 2/H4: 253-255.
- SCHWABE, A. (1990): Veränderungen in montanen Borstgrasrasen durch Düngung und Brachlegung: *Antennaria dioica* und *Vaccinium vitis-idaea* als Indikatoren. *Tuexenia* 10: 295-310.

- SCHWABE, A. (1991): A method for the analysis of temporal changes in vegetation pattern at the landscape level. *Vegetatio* 95(1): 1-20.
- SCOTT, C. T. & KÖHL, M. (1993): A method for comparing sampling design alternatives for extensive inventories. *Mitt. d. WSL*, 68(1).
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1976): *Mathematische Grundlagen der Informationstheorie*. München, Wien.: 143.
- SIEGEL, S. (1988): *Nonparametric Systems for the Behavioral Sciences* McGraw-Hill, Singapore: 391.
- SILVERTOWN, J. W. (1987): *Introduction to plant population ecology*. Longman Scientific & Technical, England.
- SMITH, A. D. (1944): A study on the reliability of range vegetation estimates. *Ecology*, 25: 441-448.
- SMITH, I. R.; WELLS, D. A. & WELSH, P. (1985): *Botanical Survey and Monitoring Methods for Grassland*. Nature Conservancy Council (Focus on Nature Conservation No 10), Peterborough.
- SØRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *D. Kgl. Danske Vidensk. Selskab. Biol. Skrifter*, 5 (4): 1-34.
- SPELLERBERG, I. F. (1991): *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, New York: 334.
- STAMPFLI, A. (1991): Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. *Vegetatio*, 96: 185-194.
- STAPFER, A. (1997): *Kontrollprogramm Natur- und Landschaftsschutz Kanton Aargau/Schweiz*. Unveröff. Kurzfassung zur Tagung Vegetations-Monitoring der RTG, Uni. Zürich, 22-23.02.97: 1.
- STÖCKLIN, J. & FISCHER, M. (1997): *Langzeitveränderungen in Kalkmagerrasen des Schweizer Juras*. Unveröff. Kurzfassung zur Tagung "Vegetations-Monitoring" der RTG, Uni. Zürich, 22-23.02.97: 1.
- SYKES, F. M. & HORRILL, A. D. (1983): Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. *Journal of Ecology*, 71(2): 437-450.
- TAYLER, J. C.; BIRD, A. C.; BREWER, T. R.; KEECH, M. A.; STUTTARD, M. J. (1991): *Landscape Change in the National parks of England and Wales. Final Report Vol. II*. Silso College, Bedford.
- TER BRAAK, C. J. F. (1987): *CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1)*.
- THOMAS, A.; MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1994): *Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland*. Abschlußbericht des F + E Vorhabens: 127.
- TISCHEW, S. (1994): *Zur Rolle des Diasporenfalls und der Diasporenbank für den Verlauf von Sekundärsukzessionen am Beispiel von Acker- und Grünlandbrachen des Mitteldeutschen Trockengebietes*. Dissertation, Halle-Wittenberg: 181.
- TRAXLER, A. (1996): *Permanent Plot Studies on Vegetation for Nature Conservation in Austria*. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), *Tagungsband zu Seminar on Monitoring for Nature Conservation*. pp. 3, Wien.
- TRAXLER, A. (1997): *Visualisierung von Vegetationsdynamik am Beispiel der Grenzzonenvegetation des österreichischen Bodenseeufers*. *Arch. für Naturschutz und Landschaftspflege*. in print.
- TRAXLER, A. & KORNER, I. (1996): *Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Eisteichwiese/ Marchegg. Jahresbericht 1995, ARGE f. Vegetationsökologie, Wien.*: 110.
- TRAXLER, A.; KORNER, I. & WRBKA, T. (1993): *Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Seewinkel*. Wien.: 82.
- TRAXLER, A.; KORNER, I. & WRBKA, T. (1995): *Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Zwischenbericht Nr. 1* Wien.
- ULLMANN, H. (1971): *Hochmoor-Luftbilder mit Hilfe eines Kunststoffballons*. *Österr. Botan. Zeitschrift*, 119: 549-556.

- USHER, M. B. (1981): Modelling ecological succession, with particular reference to Markovian models. *Vegetatio*, 46: 11-18.
- USHER, M. B. (1991): Scientific requirements of a monitoring programme. In: *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall: 15-32.
- USHER, M. B. (1992): Statistical models of succession. In: Glenn-Lewis, D. C.; Peet, R. K. & Veblen, T. T. (eds.): *Plant succession – Theory and Prediction*. Chapman & Hall, London: 214-247.
- van der MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39: 97-114.
- van der MAAREL, E. & WERGER, M. J. A. (1978): On the treatment of successional data. *Phytocoenosis*, 7.1/2/3/4: 257-277.
- VERKAAR, H. J. & LONDO, G. (1993): Life strategy variation in grassland vegetation. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 2 (1993): 137-144.
- WAGNER, H. H. & WILDI, O. (1997): Markov chains and vegetation monitoring. (in print) *Student*, 2: 1.
- WEBER, D.; HINTERMANN, U.; FIECHTER, S. & BÜHLER, C. (1995): Optimierung der Vegetationsbeobachtung für die Erfolgskontrolle in Naturschutzgebieten. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 27/2: 45-51.
- WHITTAKER, R. H. (1970): *Communities and ecosystems*. Macmillan Co., Collier-Macmillan Ltd., London: 162.
- WHITTAKER, R. J. (1989): The vegetation of the Storbreen Gletschervorfeld, Jotunheimen, Norway. III Vegetation-environment relationships*. *Journ. of Biogeogr.*, 16: 413-433.
- WIEGLEB, G. (1991): Explorative Datenanalyse und räumliche Skalierung – eine kritische Evaluation. *Verh. d. Ges. f. Ökologie*, 21: 327-338.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten – Theorie und Einsatz statistischer Methoden. *Veröff. geobot. Inst. RTH Stift. Rübel*, 90: 1-226.
- WILDI, O. (1992): Interpretation pflanzenökologischer Daten. *Unterlagen zur Vorlesung. Eidg. Forschungsanst. f. Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf*: 95.
- WILDI, O. (1994): Datenanalyse mit MULVA-5. *Arbeitskopie. WSL*: 73.
- WILMANN, O. (1989): *Ökologische Pflanzensoziologie*. 4. Aufl. UTB 269, Quelle & Meyer, Heidelberg.
- WIND, P. & STOLTZE, M. (1995): *Site Monitoring Methodology*. Report to European Topic Centre on Nature Conservation, Paris 08.12.1995 Ministry of Environment and Energy, National Environment Research Institute.
- WOLF, G. (1980): Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft*, 55: 375-380.
- WOLF, G.; WIECHMANN, H. & FORTH, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. *Natur und Landschaft*, 59: 316-322.
- ZACHARIAS, D. (1996): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung; Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. In: *Umweltbundesamt (ed.), Tagungsmappe zu Seminar on Monitoring for Nature*.
- ZONNEVELD, I. S. (1988): Monitoring vegetation and surveying dynamics. In: Küchler, A. W. & Zonneveld, I. S. (eds.): *Vegetation mapping*. Kluwer, Dordrecht: 331-334.

8 DANKSAGUNG

von Andreas Traxler

Aufrichtigen Dank an DI Monika PAAR und DI Günter LIEBEL (ehemals Umweltbundesamt, Wien), die mit der Beauftragung dieser Studie die Notwendigkeit erkannt haben, die österreichische Monitoringszene zu unterstützen.

Die Bandbreite an Themen, die in diesem Handbuch präsentiert wird, konnte natürlich nur mit den methodischen Beiträgen der dreizehn AutorInnen erreicht werden, die sich alle gerne überreden ließen, mitzumachen.

Weiters herzlichen Dank an all jene, die in der österreichweiten Umfrage den zugegebenermaßen umfangreichen Fragebogen ausgefüllt haben. Einige davon haben auch das Angebot wahrgenommen und eine Kurzpublikation ihres Projektes für das österreichische Dauerflächenregister verfaßt.

Für die Korrekturarbeiten herzlichen Dank an: Brigitte TRAXLER-AICHER, Dr. Michael GRÜNWEIS, Univ. Prof. Mag. Dr. Georg GRABHERR, Mag. Kathrin Pascher, Dr. Markus PEINTINGER, Univ. Doz. Dr. Michael STEINER, Dr. Thomas ELLMAUER und Univ. Ass. Dr. Karl REITER.

Für den Austausch oder die Bereitstellung von Fachliteratur bedanke ich mich bei HANNES HAUSHERR, Mag. MICHAEL JUNGMEIER, Dipl.-Geo.Ökol. Andreas SUNDERMEIER und Herbert AICHER.

Für die herzliche Aufnahme im Countryside Council for Wales (CCW) bedanke ich mich bei Alan BROWN und Terry ROWELL, deren mündliche Diskussionsbeiträge an mehreren Stellen in die Studie eingeflossen sind. Ebenso möchte ich auch Neil BAYFIELD herzlichen Dank aussprechen, der meinen Aufenthalt am Institute of Terrestrial Ecology (ITE) in Schottland betreut hat.

von Andreas Sundermeier (Kapitel 4.16, Vegetationsstruktur)

Für ihre Anregungen und Vorschläge zur Durchführung der Methodentests danke ich Prof. Dr. E.-G. MAHN (Halle) und Dr. U. DEIL (Bayreuth). Bei der Einarbeitung in einzelne Methoden waren mir Dr. P. GERSTBERGER (Bayreuth), C. ROSCHER (Jena), R. BIEDERMANN, A. BISCHOFF, B. MÄRTENS und Dr. M. WALLASCHEK (Halle) behilflich. J. LAMMERSCHMIDT (Stuttgart) schrieb am Kapitel über großmaßstäbliche Luftbilder mit. Für zahlreiche Anregungen, wertvolle Diskussionen und Literaturbeschaffung danke ich außerdem W. ADASCHKIEWITZ, S. ROTH (Jena), W. KUHN (Stuttgart), B. HAU, A. MEISSNER (Berlin), M. APPELT, T. BAUMANN, E. HOFFMANN, (Halle) und M. DOLEK (Bayreuth). Für ihre Hilfe im Gelände und bei der Dateneingabe möchte ich A. FASTNACHT, A. NICKSTATT, K. SIEGEL und S. WASSERSLEBEN (Halle) danken. A. TRAXLER (Gerasdorf) danke ich für die Hilfe bei der Literatursuche und -beschaffung und bei der Abfassung des Textes. R. VANDRÉ (Bayreuth) und G. WEISS (Halle) danke ich für ihre kritischen Anmerkungen zum Manuskript. Dem Regierungspräsidium Halle (Saale) sei für die Erteilung naturschutzrechtlicher Ausnahmegenehmigungen und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (Berlin) für die Finanzierung der Arbeit im Rahmen des FIFB-Projektes (FKZ 0339524A) gedankt.

für Kapitel 4.17, Phänologie

Ich danke dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Berlin) für die Finanzierung der Arbeit im Rahmen des FIFB-Projektes (FKZ 0339524A). Ebenfalls danke ich dem Regierungspräsidium Halle (Saale) für die Erteilung der naturschutzrechtlichen Genehmigungen. Mein Dank geht weiter an Prof. Dr. P. POSCHLOD (Marburg) für seine Beratung in methodischen Fragen und an G. WEISS (Halle) für ihre Hilfe bei der Ansprache der generativen Stufen im Gelände und die kritische Durchsicht des Manuskriptes. A. FASTNACHT (Halle) danke ich für ihre Unterstützung bei der Dateneingabe.

von Hannes Hausherr (Kapitel, 4.26 Fernerkundung)

Für die Durchsicht und Verbesserung danke ich folgenden Personen: Mag. Ingeborg HAUSHERR, Klagenfurt, Univ. Ass. Dr. Peter MANDL, Institut für Geographie, Universität Klagenfurt, Mag. Michael JUNGMEIER, Institut für Angewandte Ökologie, Klagenfurt, Dr. Gregory EGGER, Institut für Angewandte Ökologie, Klagenfurt. Für die Übersetzung der Zusammenfassung danke ich Dan LANGLIE, USA

von Gerfried Koch & Susanne Wallnöfer (Kapitel 5.1, Monitoring in Waldökosystemen)

Das Kapitel „Monitoring in Waldökosystemen“ hat auf Anregung von Mag. Andreas TRAXLER unser Interesse an diesem Thema geweckt und zu einer herausfordernden Auseinandersetzung mit diesem uns vorwiegend aus der Praxis bekannten Thema geführt. Herrn Traxler sei auch für die ermutigenden Durchhalteparolen gedankt, die uns durch Tiefen des Schreibeifers in einer arbeitsreichen Phase halfen.

Für wertvolle Hilfestellungen bezüglich inhaltlicher und gestalterischer Überlegungen danken wir den Kollegen Mag. Hanns KIRCHMEIR und Dr. Karl REITER.

Unser besonderer Dank gilt Herrn Prof.Dr. Georg GRABHERR, Frau Jasmine BACHMANN und Herrn Dr. Michael HESS, welche das Manuskript auf Fehler und inhaltliche Unklarheiten prüften.