

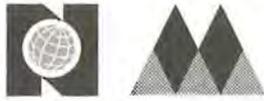


Nationalpark
Berchtesgaden



Forschung im Nationalpark Berchtesgaden von 1978 bis 2001

Forschungsbericht 46



Nationalpark
Berchtesgaden

Forschung im
Nationalpark Berchtesgaden
von 1978 bis 2001

Gewidmet
unserem Nationalparkleiter a.D.
Dr. Hubert Zierl

Impressum:

Nationalpark Berchtesgaden
Forschungsbericht 46/2002

Herausgeber:

Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Doktorberg 6,
D-83471 Berchtesgaden, Telefon 0 86 52/96 86-0, Telefax 0 86 52/96 86 40,
e-Mail: poststelle@nationalpark-berchtesgaden.de
Internet: <http://www.nationalpark-berchtesgaden.de>

im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

Alle Rechte vorbehalten!

ISSN 0172-0023
ISBN 3-922325-48-3

Druck: Berchtesgadener Anzeiger, Berchtesgaden

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier

Schriftleitung: Helmut P. Franz

Titelbild: *Gentiana verna*

Fotos:

C. Bader, F. Filli (Archiv), R. De Pietro, R. Gerecke, W. Henkel, P. Pechacek, A. Schuster, K. Wagner

Inhaltsverzeichnis

Zwanzig Jahre Forschung im Nationalpark Berchtesgaden

Vorwort	5
<i>Wolfgang Haber:</i> Das MAB 6-Projekt „Der Mensch und die Biosphäre“ – Ökosystemforschung Berchtesgaden von 1984 bis 1991	7
<i>Volkmar Konnert:</i> Waldentwicklung zwischen 1983/84 und heute. Vergleich der Waldinventuren von 1984 und 1997 (Auszug)	21
<i>Ulrich Kias:</i> Nachführung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Biosphärenreservat Berchtesgaden (1990 und 1997)	29
<i>Fluri Filli:</i> Was haben 80 Jahre Forschung im Schweizerischen Nationalpark gebracht?	35
<i>Kristina Bauch:</i> Anwendungsorientierte Konzeption der Forschung im Nationalpark Hohe Tauern	41
<i>Monika Konnert:</i> Genetische Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden	49
<i>Ewald Langenscheidt:</i> Geologische Forschung im Nationalpark Berchtesgaden	57
<i>Reinhard Gerecke, Helmut Franz, Isabel Schrankel:</i> Fünf Jahre Quelforschung im Nationalpark Berchtesgaden	67
<i>Peter Hecht, Doris Huber:</i> Verbreitung ausgewählter Pflanzenarten, ermittelt mit Hilfe des Geographischen Informationssystems	73
<i>Astrid Schuster:</i> Zwanzig Jahre Singvogelforschung im Nationalpark	81
<i>Peter Pechacek:</i> Wie geht es den Wäldern im Nationalpark und seinen Spechten?	89
<i>Rolf Eberhardt:</i> Ökologisch orientierte Modellbildung zur potenziellen Schneedecken- verteilung im Biosphärenreservat Berchtesgaden	95
<i>Ralf Bögel, Annette Lotz, Barbara Frühwald, Werner d'Oleire-Oltmanns:</i> Raumnutzung und Habitatwahl der Gämse (<i>Rupicapra rupicapra</i> , L.) und Entwicklung GIS-gestützter Modelle zur Beurteilung der Habitataignung im Nationalpark Berchtesgaden	109

<i>Ulrich Brendel, Rolf Eberhardt, Karin Wiesmann:</i> 6 Jahre Steinadlerforschung (1944 bis 2000). Methodik, Ergebnisse, Umsetzung	119
<i>Werner d'Oleire-Oltmanns:</i> Zwanzig Jahre zoologische Forschung im Nationalpark Berchtesgaden	145
<i>Konstanze Schönthaler:</i> Perspektiven für eine ökosystemare Umweltbeobachtung im Nationalpark und Biosphärenreservat Berchtesgaden	159
Autorenverzeichnis	175

Vorwort
des Bayerischen Staatsministers
für Landesentwicklung und Umweltfragen
Dr. Werner Schnappauf



Der Nationalpark Berchtesgaden ist der einzige Hochgebirgsnationalpark in Deutschland, geprägt von einmaliger Schönheit und vielfältiger Naturlandschaft, jedoch gleichzeitig eine herausragende Erholungslandschaft für Besucher aus allen Ländern Europas.

Aufgebaut und geleitet hat diesen Nationalpark Forstdirektor Dr. Hubert Zierl, der von 1978 bis 2001 nicht nur reale Lawinenabgänge und Felsstürze im Nationalpark erlebt hat, sondern diese auch im übertragenen Sinne erlitten und bewältigt hat.

International in Fachkreisen bekannt wurde der Nationalpark durch das Projekt „Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“, das im Rahmen des internationalen UNESCO-Umweltprogramms „Der Mensch und die Biosphäre (MaB)“ von 1984 – 1991 im Nationalpark und in seinem Umfeld durchgeführt wurde. Hier wurden moderne Instrumentarien wie das Geografische Informationssystem eingeführt, die dazu beitragen, auf der Grundlage gesicherter wissenschaftlicher Erkenntnisse Entscheidungen treffen zu können. Dr. Hubert Zierl unterstützte diese Entwicklung entscheidend und sorgte dafür, dass diese modernen Medien heute selbstverständlicher Bestandteil der Nationalparkarbeit sind. Der soeben verabschiedete Nationalparkplan wurde vollständig auf der Basis des Geografischen Informationssystems erstellt. Dies ist einmalig in Bayern und Deutschland und wurde kürzlich auf dem Symposium „Naturschutz im Spannungsfeld zwischen Off- und Online“ der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege von wissenschaftlicher Seite bestätigt. Das Umweltbundesamt und das Bayerische Umweltministerium haben das Forschungsprojekt „Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“ gefördert und damit die Forschung im internationalen Rahmen zu einem Markenzeichen des Nationalparks Berchtesgaden gemacht. Daran hat Dr. Hubert Zierl an vorderster Stelle mitgewirkt.

Dr. Hubert Zierl hat über den Watzmann und das Steinerne Meer hinausgeschaut, er war daher in vielfältigen internationalen und nationalen Aktivitäten eingebunden. Im Netzwerk alpiner Schutzgebiete, das von den Umweltministern der Alpenländer als offizielles Instrumentarium der Alpenkonvention anerkannt wurde, hatte er eine wichtige Funktion. Er ließ sich immer von dem Satz leiten: Global denken – lokal handeln.

Mit diesen Aktivitäten wurde die Grundlage für eine langfristige ökosystemare Umweltbeobachtung im Nationalpark Berchtesgaden gelegt, die darüber hinaus gehende Hilfestellungen zur nachhaltigen Entwicklung der Region um den Nationalpark leistet.

Der Nationalpark wird künftig der ökosystemaren Umweltbeobachtung besondere Bedeutung beimessen. Sie soll den Zustand des Naturhaushaltes, seine Veränderungen und die Folgen solcher Veränderungen ermitteln, bewerten und damit eine abgesicherte und wichtige Datenbasis für Entscheidungen im umweltpolitischen Raum liefern.

Dr. Hubert Zierl hinterlässt seinem Nachfolger ein Forschungsinstrumentarium auf international anerkanntem hohen Niveau. Das Erreichte fortzuführen und weiterzuentwickeln, ist sicher nicht leicht, jedoch eine reizvolle und lohnende Aufgabe. Das Umweltministerium wird die Nationalparkverwaltung in dieser Hinsicht weiter unterstützen.

Dr. Hubert Zierl wünsche ich einen kreativen Ruhestand, seiner Frau danke ich herzlich für ihre vieljährige Geduld und Unterstützung.

Das MAB-6-Projekt „Der Mensch und die Biosphäre“ – Ökosystemforschung Berchtesgaden von 1984 bis 1991

Prof. Dr. Wolfgang Haber

1 Mensch und Biosphäre

Im Jahre 1971 beschloss die UNESCO das große international koordinierte Forschungsprogramm „Man and the Biosphere“ (MaB) mit dem Ziel, die Wechselwirkungen und gegenseitigen Abhängigkeiten zwischen dem Menschen und seiner natürlichen Umwelt gründlicher zu erforschen, besser zu verstehen und im Zusammenhang darzustellen (DI CASTRI et al. 1981, FRANZ 1984).

Ein wesentlicher Anstoß für das MAB-Programm waren die Erfahrungen und Erfolge des „Internationalen Biologischen Programmes“ (IBP), des ersten großen interna-

tionalen Forschungsprogramms der Biologie, an dem sich die damalige Bundesrepublik Deutschland mit dem „Solling“-Projekt beteiligt hatte (ELLENBERG et al. 1986).

Zur Bewältigung der umfassenden MAB-Thematik wurde das Programm in 16 „Projektbereiche“ aufgeteilt, die zumeist wesentlichen Biomen als Teilen der Biosphäre gewidmet sind, wie tropischen und temperierten Wäldern, Graslandgebieten, Ozeanen und Binnengewässern, von Landwirtschaft geprägten Gebieten und Großstädten. Projektbereiche sind aber auch Sonderthemen wie die Umweltwahrnehmung (environmental perception). Abb. 1 gibt einen schematischen Überblick über die MAB-Organisation.

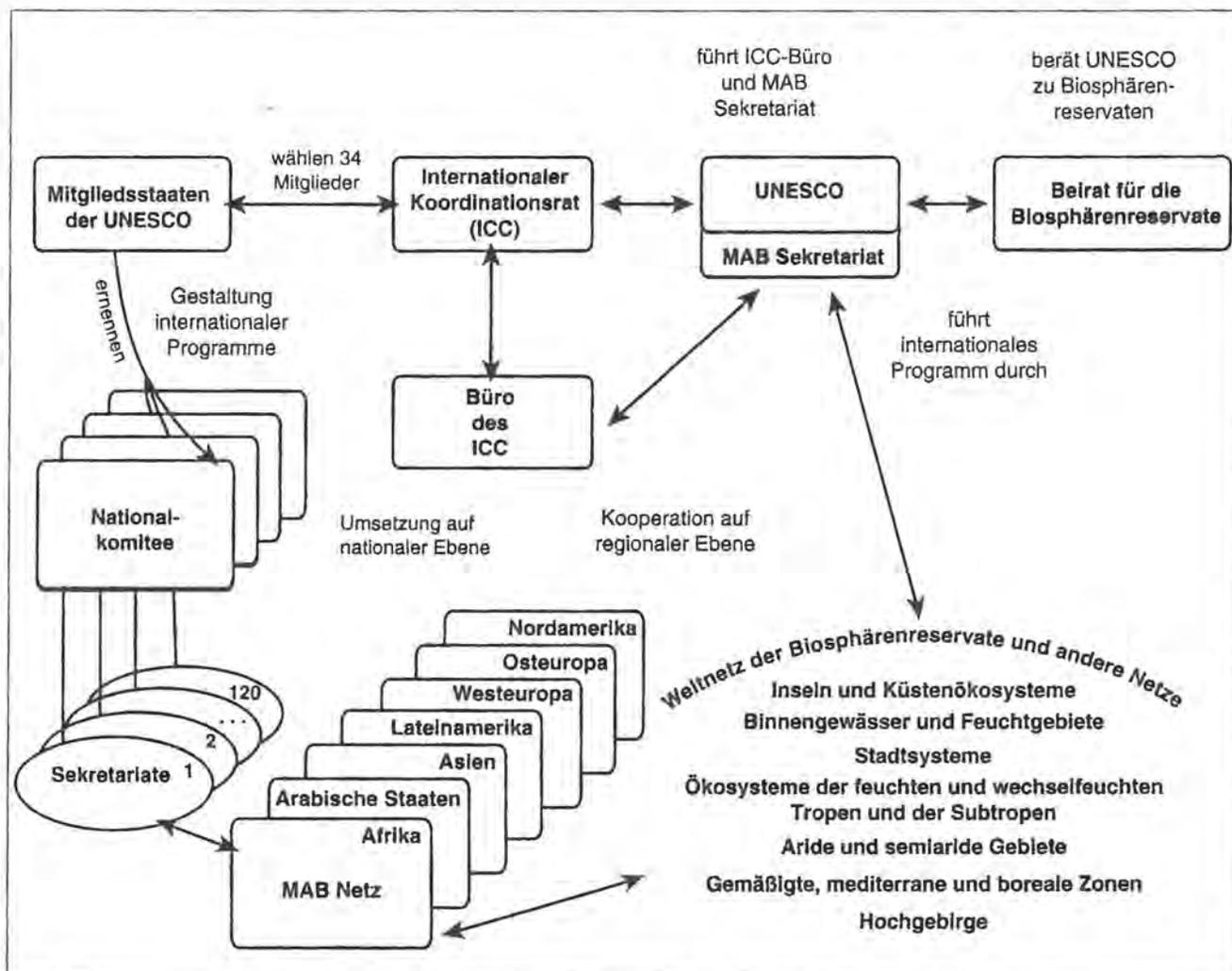


Abb. 1: Die Organisation des UNESCO-Forschungsprogramms „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB).

Forschungsinstitutionen der damaligen Bundesrepublik Deutschland beteiligten sich an 5 von den 14 MAB-Projektbereichen, nämlich MAB 1 (Tropische und subtropische Wälder), MAB 3 (Savannen und Grasländer), MAB 6 (Hochgebirge), MAB 11 (Verdichtungsräume) und MAB 14 (Agrarische Intensivgebiete).

2 MAB-Forschung in den Alpen

Der MAB-Projektbereich Nr. 6 (MAB 6) ist den Hochgebirgs- und Tundra-Biomen der Erde gewidmet. In Europa befassten sich mehrere MAB 6-Projekte mit der Untersuchung ausgewählter Regionen der Alpen. Das erste von ihnen wurde von Österreich im Raum Obergurgl (Tirol) durchgeführt (HIMAMOWA 1975, MOSER & PETERSON 1981). Ihm folgten drei Schweizer Projekte (MESSERLI & MESSERLI 1986). Eine MAB 6-Beteiligung der Bundesrepublik Deutschland wurde bereits 1973 auf einer MAB-Arbeitssitzung der Alpenanrainer- und Alpenstaaten vorgeschlagen (FRANZ 1984), blieb aber zunächst auf eine Durchführbarkeitsstudie beschränkt (SEIBERT 1979). Erst nach der Errichtung des Alpen- und Nationalparks Berchtesgaden (1978) beschlossen die Bundesregierung und die Bayerische Staatsregierung eine gemeinsam finanzierte deutsche Beteiligung an MAB 6 in Form eines umfangreichen interdisziplinären Forschungsvorhabens über den Einfluss des Menschen auf die Entwicklung des Berchtesgadener Raumes.

Die Untersuchungen, deren Organisation und Federführung dem Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Technischen Universität München in Freising-Weihenstephan – in enger Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden – übertragen wurde, begannen 1982 und wurden 1992 abgeschlossen.

Das Forschungsvorhaben trug zunächst den Titel „Einfluss des Menschen auf Hochgebirgs-Ökosysteme“ und wurde später als „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“ bezeichnet. Der zweite Name ist nicht ganz zutreffend, da es sich tatsächlich um eine „Landschaftssystemforschung“ handelte, die einen ganzen Komplex von Gebirgs-Ökosystemen und ihre gegenseitigen Beziehungen zum Gegenstand hat. Vor Einführung des MAB-Programms waren Hochgebirge in dieser Form nicht untersucht worden, auch nicht die im Zentrum Europas liegenden Alpen. Sie sind erdgeschichtlich ein relativ junges Gebirge; die auf sie einwirkenden Kräfte von Frost, Eis, Schnee und Wasser führen zu ständigen Veränderungen. Daher sind die Alpen sehr stör anfällig gegenüber menschlichen Nutzungseinflüssen. Die MAB 6-Forscher untersuchten am Beispiel Berchtesgaden, welche Belastungen eine alpine Region verträgt, ohne ihre Funktion als Lebens-, Wirtschafts-, Natur- und Erholungsraum einzubüßen. Während der Bearbeitungszeit wurden die Zielsetzungen erweitert, weil die

Auftraggeber (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) auch wesentliche Beiträge zur Umsetzung der Ergebnisse in einen – etwas ungenau – als „ökologische Planung“ bezeichneten Anwendungsbereich erwarteten. Hierzu gehören die Landschaftsplanung und ihre seinerzeit diskutierte Weiterentwicklung in eine „Umweltleitplanung“, die Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen, die Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft gemäß § 8 des Bundesnaturschutzgesetzes sowie die Aufstellung von ökologischen Leitbildern oder „Umweltqualitätszielen“.

3 Das deutsche MAB 6-Projekt

Das Berchtesgadener Land liegt im äußersten südöstlichen Zipfel der Bayerischen Alpen, am Übergang zu den Salzburger Alpen, in einer eindrucksvollen Gebirgslandschaft. Es wird beherrscht vom Doppelgipfel des Watzmann (2713 m) und weiteren schroffen Bergmassiven ähnlicher Höhenlage. Der fjordartig eingeschnittene Königssee, ausgedehnte Bergwälder, blütenreiche Almen und das hochalpine Steinernes Meer sind nicht nur besondere Anziehungspunkte, sondern als Naturschönheiten von so einmaligem Wert, dass hier bereits 1921 ein großräumiges Naturschutzgebiet („Pflanzenschonbezirk“) eingerichtet wurde (ZIERL 1981). Es wurde 1978 in einen Nationalpark umgewandelt, der 20.770 ha umfasst und mit seinem Vorfeld den rund 46.000 ha großen „Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden“ (heute: Nationalpark und Biosphärenreservat Berchtesgaden) darstellt (Abb. 2).

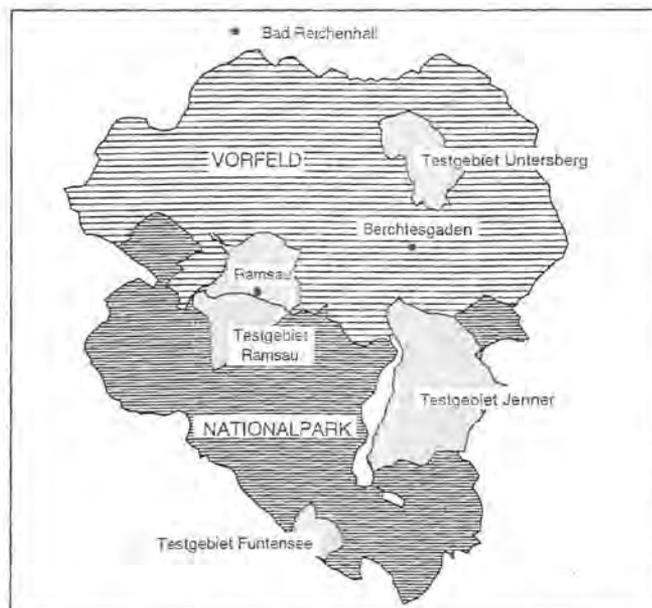


Abb. 2: Karte des Alpen- und Nationalparks Berchtesgaden, Untersuchungsgebiet des deutschen MAB 6-Forschungsprojekts, mit Angabe der vier Testgebiete.

In die Forschungsarbeiten wurden beide Gebiete einbezogen, weil sie (z. B. über die Tourismusinfrastruktur) wechselseitig voneinander abhängig sind. Während im Nationalpark – auf Grund seines gesetzlich festgelegten Schutzstatus – von Menschen wenig beeinflusste Bereiche untersucht werden können, ermöglichen die Untersuchungen im Vorfeld, die Folgen menschlicher Eingriffe zu ermitteln, wobei sich die Methoden auch auf andere anthropogen geprägte Kulturlandschaften übertragen lassen.

Die Hauptfragestellung des deutschen MAB 6-Projekts lautete: „Wie wirken sich menschliche Aktivitäten im Berggebiet auf die naturgegebenen Ressourcen: Grundwasser, Oberflächengewässer, Böden, Grundgesteine, Lokalklima, Pflanzen- und Tierwelt aus? und welcher Art ist deren Rückwirkung auf den Menschen?“ Es waren also die vielfältigen Beziehungen und gegenseitigen Abhängigkeiten zwischen sozio-ökonomischen und natürlichen Systemen in der Entwicklung im Berggebiet zu untersuchen, insbesondere Empfindlichkeit und Belastbarkeit alpiner und subalpiner Ökosysteme für menschliche Nutzungen unterschiedlicher Art und deren Auswirkungen auf Naturhaushalt und Mensch (SCHALLER & SPANDAU 1987). Das Untersuchungsgebiet Berchtesgaden wird dazu als „vernetztes System“ aus Natur, Nutzung und Gesellschaft betrachtet. Jeder Eingriff, jede Entscheidung wird auf mögliche Reaktionen in allen Teilbereichen des Systems untersucht. Wenn z. B. ein neues Skigebiet erschlossen werden soll, bilanzieren die MAB-Forscher nicht nur die ökologischen, sondern auch die wirtschaftlichen Folgen. Nur so lassen sich langfristige Entwicklungen richtig einschätzen, können eventuelle Fehlplanungen rechtzeitig erkannt werden. Theoretisch läuft letztlich alles auf die Alternativen hinaus: Bewahren oder verändern – erhalten oder ausbauen? In der Praxis kommt es dagegen oft eher zu einem abgewogenen „Sowohl – als auch“.

Zu den wesentlichen Forschungsthemen gehören:

- Natur- und Landschaftsschutz unter der Rahmenbedingung des Nationalparks und seines Vorfelds. Wie lassen sich dessen Hauptanliegen mit den Interessen anderer Nutzer in Einklang bringen?
- Fremdenverkehr – Erholung und Freizeitaktivitäten (Sommer- und Wintertourismus und deren Auswirkungen auf das Berggebiet) einschließlich induzierter Wirkungen wie Verkehr, Ver- und Entsorgung, sowie kulturelle und wirtschaftliche Aspekte. Wie weit kann die touristische Attraktivität des Gebietes gesteigert werden, ohne Natur und Landschaft zu beeinträchtigen?
- Voraussetzungen der Erhaltung der Berglandwirtschaft mit ihren ökologischen und ökonomischen Konsequenzen.
- Bewirtschaftung und Pflege der Bergwälder einschließlich der Problematik der „neuartigen Waldschäden“.

Die Untersuchung dieser Fragestellungen mündete in eine Abschätzung allgemeiner ökologischer Probleme der Nutzung von Hochgebirgs-Ökosystemen und in

eine Entwicklung von Methoden und Instrumentarien, die auch auf andere Hochgebirgsgebiete übertragen werden können. Dazu gehörte auch die ständige Überprüfung der Datenbasis und Datenverarbeitung auf ihre Plausibilität und Wirklichkeitsnähe.

4 Forschungsorganisation und -methoden

Das umfassende Berchtesgadener Forschungsprogramm konnte nicht von Ökologen oder gar Biologen allein, sondern nur mit einem interdisziplinären Ansatz bewältigt werden. Echte interdisziplinäre Forschung setzt einen bis ins Detail ausgearbeiteten allgemeinen Forschungsplan voraus, der vor Beginn der Arbeiten vorliegen muß und verbindlich einzuhalten ist, und insbesondere die „Unterwerfung“ unter ein koordiniertes methodisches Instrumentarium. Aus dieser Forderung ergeben sich nicht nur fachliche, sondern auch hohe menschliche Anforderungen und mitunter Differenzen.

Zunächst galt es, die für das Forschungsvorhaben benötigten wissenschaftlichen Disziplinen, hier „Fachbereiche“ genannt, zusammenzubringen und jeweils geeignete Wissenschaftler zu gewinnen. Nach den Erfahrungen, die bei dem vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie koordinierten interdisziplinären Forschungsvorhaben „Landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt“ (BACHHUBER et al. 1985) gesammelt worden waren, wurden 17 „sektorale“ und 5 „integrierende“ Fachbereiche zusammengestellt (Tab. 1).

Die integrierenden Fachbereiche bildeten zusammen mit der Projektleitung die Projektsteuerungsgruppe. Ihr oblag einerseits die Vertretung des Projektes nach außen, darunter die laufende Abstimmung mit den Auftraggebern, mit Fachbehörden, dem Landkreis Berchtesgadener Land und der Öffentlichkeit. Ebenso stand sie in steter Verbindung und im Austausch mit anderen laufenden Ökosystemforschungsprojekten sowie mit dem MAB-Hauptquartier in Paris.

Projektintern übernahm die Steuerungsgruppe zunächst die Projektvorarbeiten, die von der Formulierung der Fragestellungen über die Erstellung der Datenkataloge, die Beschaffung der Hard- und Software der Datenverarbeitung sowie aller übrigen Geräte, Sach- und Hilfsmittel wie Karten bis zur Aufnahme lokaler Kontakte in Berchtesgaden und zur Besorgung von Räumlichkeiten reichten. Verträge waren zu entwerfen, Anträge zu formulieren, ein Arbeits- und Zeitplan aufzustellen. Daneben arbeitete die Steuerungsgruppe Vorgaben für die disziplinären Fachbereiche aus. Für die integrierende Ökosystemforschung genügt es nämlich nicht, Daten und Forschungsergebnisse einzelner Fachdisziplinen auszuwählen und zusammenzuführen, sondern es müssen die einzelnen Forschungen schon von der Frage-

Tab. 1: Die Fachbereiche (Arbeitsgruppen) des MAB 6-Projektes Berchtesgaden mit Angabe des jeweiligen vorab geschätzten Zeitbedarfs.

Die integrierenden Fachbereiche sind in *Kursivschrift* gesetzt.
NPV = Nationalparkverwaltung Berchtesgaden

Fachbereichs-Name	Bedarf Personentage	Bedarf Personenjahre
<i>Datenaufbereitung mit GIS und Kartografie</i>	856	3,90
Demografie	330	1,50
<i>Formale Systemanalyse und EDV</i>	1226	5,60
Forstwirtschaft	441	2,00
Geologie/Bodenkunde	551	2,50
Hydrologie	55	0,25
Klimatologie	385	1,75
Landschaftsästhetik	385	1,75
Landwirtschaft	385	1,75
Limnologie	551	2,50
Luftbelastung	55	0,25
Öffentlichkeitsarbeit		
<i>Projektverwaltung (NPV)</i>		
Regionale Ökonomie	879	4,00
Sozioökonomie	110	0,50
<i>Synthese und Koordination</i>	702	3,20
<i>Systemtheorie und Modellierung</i>	1497	6,80
Technik, Energiewesen	440	2,00
Tourismus	441	2,00
Vegetationskunde	1540	7,00
Verkehrswesen	335	1,50
Zoologie	715	3,25
Summe	11.879	54,00

Erläuterungen zu Tabelle 1:

Berechnungsgrundlagen für den Zeitbedarf:

1 Personentag = 8 Stunden

1 Personenmonat = 20 Tage

1 Personenjahr = 11 Monate = 220 Personentage

Kartenbearbeitung: 1 Karte ca. 3000 Einzelflächen,

Gesamtgebiet = 30 Kartenblätter

1 Variable je Kartenblatt = ca. 60 Personentage

2 Variablen je Kartenblatt = ca. 80 Personentage

3 Variablen je Kartenblatt = ca. 100 Personentage

4 Variablen je Kartenblatt = ca. 120 Personentage

stellung und vom Ablauf der Datenerhebung her so beeinflusst werden, dass sie für eine Synthese geeignet sind. Die große Anzahl der zu ermittelnden Variablen, die sich über Daten für den Naturhaushalt bis zu Daten für das sozio-ökonomische System erstrecken, erfordert für die Erstellung der gemeinsamen Auswertungsbasis auch die Einhaltung formaler Vorgaben. Sie gewährleisten, dass jeder Fachbereich die Daten jedes anderen Fachbereichs verwenden kann, und auch jederzeit Auswertungen mit der Gesamtdatenbasis möglich sind. Weiterhin sind die Vorgaben eine wesentliche Grundlage für das Einbringen der disziplinären Fachbereichsdaten in die von den synthetisch arbeitenden Fachbereichen entwickelten Modelle.

Sodann hatte die Projektsteuerungsgruppe, ihrem Namen gemäß, den gesamten Projektablauf zu organisieren und zu lenken. Dazu war ein Projektinformationssystem erstellt worden, das ständig optimiert wurde. Schnittstellenprogramme und Datenvalidierungs-Verfahren gehörten zur Koordination. Workshops, Semina-

re, Geländearbeit sowie die Fallstudien waren vorzubereiten und durchzuführen, die Ergebnisse jeweils auszuwerten und in das Projektinformationssystem einzubringen. Diese anspruchsvolle Koordinierungs- und Führungsrolle der Steuerungsgruppe hat, wie nicht verschwiegen werden darf, in den sektoralen Fachbereichen immer wieder Akzeptanzprobleme infolge ständiger „Einmischung“ bewirkt. Sie galten insbesondere der Einhaltung der methodischen Vorgaben und der Datenstruktur. Manchmal waren große Anstrengungen der Projektleitung vonnöten, um die menschliche Arbeitsatmosphäre aufrechtzuerhalten und damit die sachliche Weiterführung des Vorhabens zu gewährleisten.

Die Projektleitung war dreigeteilt. Die wissenschaftliche Leitung wurde dem Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München in Freising-Weihenstephan, die administrative Leitung der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, die Leitung der Datenverarbeitung der ESRI Gesellschaft für Systemforschung und Umweltplanung in Kranzberg übertragen.

Bezüglich des zeitlichen Ablaufes wurde das MAB 6-Projekt in drei Phasen unterteilt: Vorphase 1981–1983, Erhebungsphase 1984–1988 und Synthesephase 1989–1991.

5 Das Landschaftsmodell

Grundlage des Gesamtvorhabens war ein computergestütztes Landschaftsmodell, das sowohl selbst ein wichtiges Forschungsergebnis als auch den Ausgangspunkt zahlreicher weiterer Untersuchungen darstellt. Es beruht auf Bodenbedeckungs- oder Landnutzungs-Einheiten, die zunächst mit Luftbildern grob erfasst, dann im Gelände verifiziert und schließlich kartiert, typisiert und klassifiziert wurden. Sie werden als „Realnutzungstypen“ bezeichnet und reichen vom Siedlungsbereich in den Tälern über Gebirgswald- und Forstgesellschaften verschiedener Naturnähe und Almen bis in die alpine Höhenstufe.

Diese Raumeinheiten wurden im Geographischen Informationssystem (GIS) im Maßstab 1:10.000 gespeichert, zusammen mit wichtigen Attributen digitalisiert und schließlich mit einem digitalen Höhenmodell des Untersuchungsgebietes zu einer kombinierten Auswertungskarte verknüpft.

Insgesamt wurden 225 Realnutzungstypen erfasst, also Ökosystemtypen, die als elementare Struktur- und Prozesseinheiten und auch als räumliche Bezugsgrundlage für die Regionalisierung vorgegeben werden. Sie werden mit den 23 im Untersuchungsgebiet ermittelten naturräumlichen Einheiten verschnitten.

Die am Projekt beteiligten Fachbereiche haben – gemäß den Anforderungen an einen interdisziplinär gültigen Datenkatalog – eine große Anzahl von Informationen

und Daten erarbeitet oder erhoben. Diese wurden jeweils den Realnutzungstypen zugeordnet und im GIS in „Merkmalstabellen“, d.h. Datenbanken von abgestufter Informationsdichte gespeichert.

Die gesamte Merkmalsdatei lässt sich im wesentlichen in drei Gruppen von Daten unterteilen, die aus unterschiedlichen Quellen erhoben werden (ASHDOWN & SCHALLER 1990):

- Standortdaten aus Karten, Geländeerhebungen und Literatur, wie Informationen über die geologischen Formationen, Böden, Bodenfruchtbarkeit, Erosionsneigung und spezielle Standorteignung für Lebensgemeinschaften; gesondert kartiert wurden 13 Gruppen von für das Gebiet typischen und bemerkenswerten Vegetationstypen.
- Topographische Daten wie Hangneigung, Höhenlage und Gewässer-Einzugsgebiete.
- Landnutzungsdaten, die das räumliche Ergebnis menschlicher Aktivitäten in der Landschaft darstellen: beispielsweise Daten über Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Oberflächengewässer, Siedlungen, technische Infrastruktur.

Die etwa 400 Attribute der Merkmalsdatei beschreiben also die Landnutzungstypen des Untersuchungsgebietes nach sektoralen Gesichtspunkten wie Vegetation, Geologie, Zoologie usw.. Aus der Überlagerung („Verschneidung“) der Daten ergeben sich kleinste, homogene räumliche Einheiten, die sog. „kleinsten gemeinsamen Geometrien“ (KGG) in Form von Polygonen, von denen im Maßstab 1:10.000 etwa 150.000 erfasst wurden. Der Zusammenhang zwischen den einzelnen Variablen der Merkmalsdatei wird durch das Modell einer Input-Output-Bilanzierung der einzelnen Polygone hergestellt (CEJKA 1987, KERNER et al. 1991), wie es Abb. 3 schematisch für das „Polygon Nr. 100“ veranschaulicht. Auf diese Weise lassen sich z.B. Nutzungsänderungen, die die einzelnen Merkmale unterschiedlich betreffen, erfassen oder auch simulieren. Daraus

kann man eine Veränderungsbilanz ableiten, die als Modell („Bilanzmodell“, KERNER 1995) darstellbar ist.

Es sei in diesem Zusammenhang betont, dass sich Ökosysteme und Landschaften weder allein empirisch-beschreibend (deduktiv) noch gar kausalanalytisch (induktiv) ausreichend erfassen lassen (LENZ 1991). Es ist unmöglich, den aktuellen Zustand der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ (§ 1 Abs. 1 BNatSchG) vollständig induktiv zu beschreiben, geschweige denn sämtliche Bedingungen zu nennen, die zu seiner optimalen Aufrechterhaltung notwendig wären. Hier liegt das bereits erwähnte Grunddilemma systemarer Forschungsansätze. Es wird umgangen durch die weiter unten (Abschnitt 8) beschriebene Methode der „Integration durch Maßstabsaggregierung“.

6 Testgebiete und Meßstellen

Das gesamte Untersuchungsgebiet von 460 qkm, mit einer Höhenlage von 500 bis 2.700 m ü.M., konnte nicht gleichmäßig gründlich untersucht werden. Aus diesem Grunde wurden innerhalb des Gesamtgebietes vier Testgebiete (Abb. 4) ausgewählt, die etwa 17 Prozent der Gesamtfläche einnehmen und jeweils besonderen Untersuchungsschwerpunkten gewidmet waren. In den vier Testgebieten Jenner, Ramsau, Untersberg und Funtensee wurden konkrete Daten mit hoher Messdichte über Einzelerhebungen aus Stichproben oder Transektkartierungen erhoben. Daneben wurden auch im gesamten Testgebiet Stichproben genommen. Die Ergebnisse der Erhebungen in den Testgebieten wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems auf das Gesamt-Untersuchungsgebiet extrapoliert und die Ergebnisse durch Stichprobenerhebungen teilweise überprüft.

Im Testgebiet Jenner wurden genauere Untersuchungen zur Entwicklung und Verbreitung der „neuartigen Waldschäden“ (nach damaligem Kenntnisstand, GROSSMANN et al. 1983) und über die möglichen ökologischen Auswirkungen der Anlage neuer Skiabfahrten für die Olympischen Winterspiele 1992, jeweils als Fallstudien (siehe Abschnitt 9) durchgeführt.

7 Das Forschungskonzept

Als Vorbild für die Ausgestaltung des gewählten Forschungsansatzes diente das Schweizer MAB-Projekt 6 „Sozioökonomische Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet“ (MESSERLI & MESSERLI 1979). In dieses Projekt waren auch die Erfahrungen des österreichischen MAB-Projektes 6 „Oberurgl“ (MO-

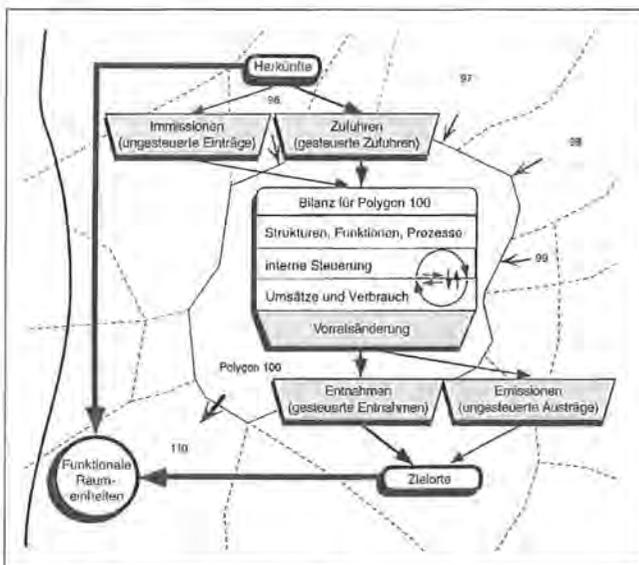


Abb. 3: Beispiel einer Input-Output-Bilanzierung („ökologisches Bilanzmodell“) für ein Polygon (Nr. 100) an einem Gebirgshang (aus KERNER 1995).

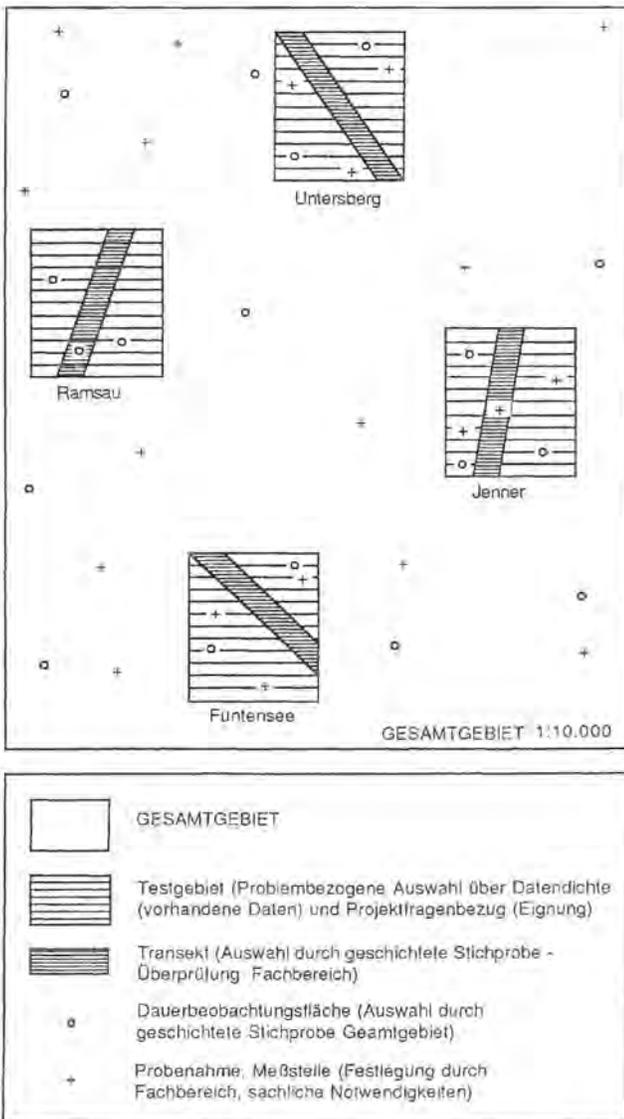


Abb. 4: Schematische Darstellung der Messpunkte und Messtransekte in den Testgebieten und außerhalb davon.

SER & PETERSON 1981) eingebracht und dabei die dort eingesetzten Methoden und Instrumentarien weiterentwickelt worden. MESSERLI (1986) hat das österreichische Projekt als den „Prototyp angewandter Systemforschung“ bezeichnet, weil hier durch die Verbindung von Grundlagen- und angewandter Forschung sowie durch Einsatz von Simulationsmodellen erstmalig sozio-ökonomische und ökologische Auswirkungen von Eingriffen des Menschen in Hochgebirgsökosysteme bearbeitet worden waren.

In Weiterentwicklung dieses Systemansatzes hatten MESSERLI und MESSERLI (1979) ein Modell des Zusammenwirkens sozio-ökonomischer und ökologischer Prozesse und Wechselwirkungen in einem regionalen Mensch-Umwelt-System erarbeitet (Abb. 5). Dieses besteht aus drei Hauptbestandteilen oder Teilsystemen: dem natürlichen und dem sozio-ökonomischen System sowie dem System der Landnutzung.

- Das natürliche System umfasst die Lebensgemeinschaften der Tiere und Pflanzen (biotische Grundlagen) sowie die unbelebte Umwelt wie Gesteine,

Geländeoberfläche, Lokalklima (abiotische Grundlagen).

- Das sozio-ökonomische System besteht aus vier Teilsystemen: wirtschaftliches, politisch-administratives, sozio-demographisches und sozio-kulturelles Teilsystem. Zum wirtschaftlichen Teilsystem gehören beispielsweise die Produktion und Verteilung von Gütern und Dienstleistungen, zum politisch-administrativen System das politisch-rechtliche Instrumentarium, Entscheidungsprozesse und Zielvorstellungen. Die Bevölkerung, Touristen und soziale Organisationen werden zum sozio-demographischen, soziale Normen und Wertssysteme zum sozio-kulturellen Teilsystem gerechnet.
- Die Landnutzung als räumliches Nutzungssystem entsteht aus der Überlagerung des natürlichen durch das sozio-ökonomische System im vom Menschen genutzten und überbauten Raum. Aus der unterschiedlichen Nutzungsintensität ergibt sich ein Gradient von Ökosystem-Typen, der von - dem natürlichen System entsprechenden - naturnahen bis zu städtisch-industriellen Ökosystemen reicht („Kulturgradient“, HABER 1984). Die Landnutzung ist die entscheidende Schnittstelle zwischen dem Naturhaushalt und der menschlichen Wirtschafts- und Kultur-tätigkeit und steht deshalb im Zentrum der Untersuchungen. Sie muss daher sowohl in Untersuchungen des natürlichen Systems als auch in solche des sozio-ökonomischen Systems einbezogen werden.

Die Landnutzung beeinflusst das natürliche System unterschiedlich stark und wird ihrerseits durch ökologische Rückwirkungen beeinflusst. Das sozio-ökonomische System wiederum beeinflusst Art und Intensität der Landnutzung und ist von der Landnutzung abhängig.

Das gesamte regionale ökologisch-ökonomische System ist nicht geschlossen. Es wird von externen Steuerungsgrößen beeinflusst. Eine externe ökologische Steuerung ist beispielsweise der Schadstoffimport in eine Region (vor allem als Luftverunreinigungen); als externe sozio-ökonomische Steuerung sind politische Vor-

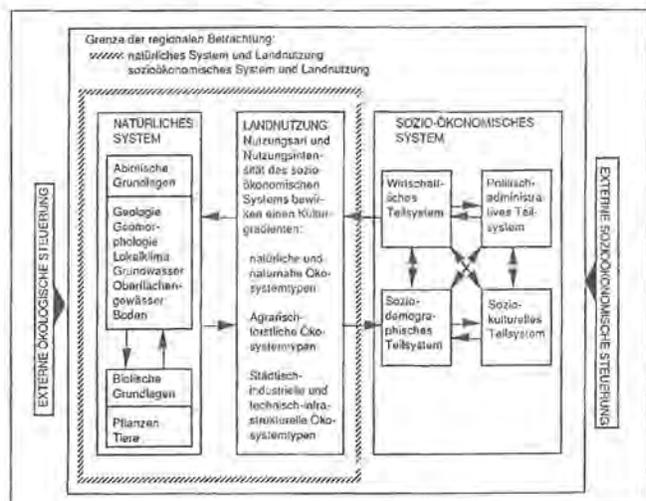


Abb. 5: Schema eines regionalen Mensch-Umwelt-Systems (nach MESSERLI und MESSERLI 1979, verändert); Erläuterung im Text.

gaben und das Bereitstellen von Fördermitteln (z.B. für „Urlaub auf dem Bauernhof“) für diese Region anzusehen.

Aus einem solchen Modell eines regionalen Mensch-Umwelt-Systems kann man ableiten, welche wesentlichen Beziehungen und Prozesse in einem Untersuchungsgebiet erforscht werden müssen. Daraus ergibt sich ein Rahmen für die zahlreichen erforderlichen Einzeluntersuchungen der beteiligten sektoralen Fachbereiche (Tab. 1). Ihre Ergebnisse fügen sich in ein einheitliches, computer-unterstütztes räumliches Bezugssystem und eine entsprechende Datenstruktur ein, für die die integrierenden Fachbereiche verantwortlich sind.

8 Das Pyramiden-Modell

Der von MESSERLI und MESSERLI (1979) entwickelte Systemansatz wurde nach Vorschlägen von GROSSMANN (1983) zur Methode der „Integration durch Maßstabs-Aggregation“ weiterentwickelt. Mit ihr wird das Mensch-Umwelt-System in einer Raum-Zeit-Betrachtung auf vier hierarchisch angeordneten Ebenen analysiert und ausgewertet (Abb. 6). Sie sind durch eine Abnahme der Datendichte und -qualität von unten nach

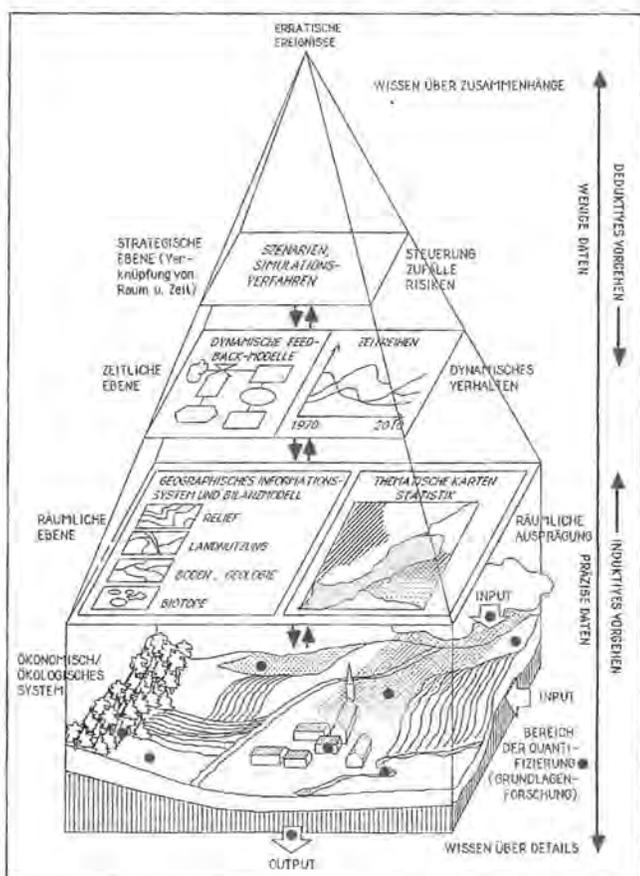


Abb. 6: Das „Pyramiden-Modell“ des Mensch-Umwelt-Systems: Integrierte Raum-Zeit-Betrachtung durch Maßstabs-Aggregation (nach GROSSMANN 1983, verändert); Erläuterung im Text.

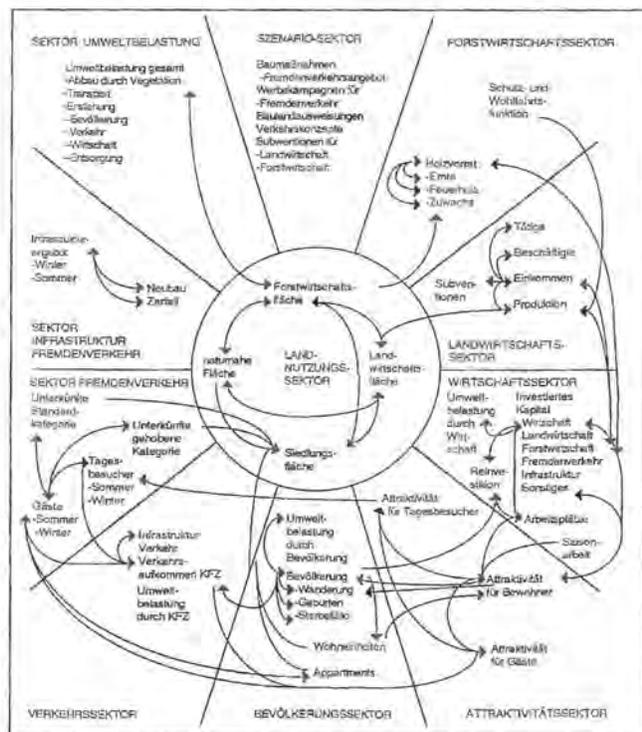


Abb. 7: Modell REGIO der zeitlichen Abläufe („Zeitliche Ebene“ des Pyramiden-Modells von Abb. 6) in den verschiedenen Sektoren des Regionalen Systems Berchtesgaden (nach GROSSMANN 1988).

oben charakterisiert; dies wird durch das Bild der Pyramide zum Ausdruck gebracht.

Auf der untersten Ebene – der „Realitätsebene“ – wird das tatsächliche ökologische Geschehen unter den Nutzungseinflüssen analysiert und erfasst, soweit möglich quantitativ. Dies kann aber nur an einzelnen, relativ wenigen ausgewählten Punkten mit hoher Genauigkeit erfolgen. Um Strukturen und Funktionen der zu erfassenden Ökosysteme flächig in ganzheitlicher Betrachtung und möglichst allgemeingültig erkennen zu können, müssen die Ergebnisse der punktuellen Untersuchungen aggregiert in die zweite Ebene der Pyramide, die „räumliche Ebene“, eingebracht werden. Hier werden die Daten in einem Geographischen Informationssystem gespeichert, das eine statische, zeitpunktbezogene Abbildung der Landschaft und ihrer Ökosysteme ermöglicht. Mit Hilfe ökologischer Modelle sind auf dieser Ebene ferner Input-Output-Bilanzen erstellt worden, um linear die in einem definierten Zeitraum pro Flächeneinheit durchgesetzten Mengen von Energie und „ökologisch relevanten“ Stoffen zu ermitteln. Derartige „Bilanzen“ sind die Grundlage der Status-quo-Analyse, informieren über Art und Ausmaß von Ungleichgewichten, unterstützen die Auswahl planerischer Maßnahmen und lassen schließlich Abschätzungen über die ökologischen Auswirkungen („Umweltverträglichkeit“) vorschlagener Nutzungsalternativen zu.

In Ergänzung zu diesem flächenbezogen konzipierten Bilanzmodell wurde auf der dritten, der „zeitlichen Ebene“ der Pyramide ein flächenunabhängiges regionales Modell entwickelt; Abb. 7 gibt als Beispiel das Modell „REGIO“ wieder, ein dynamisches Rückkopplungsmodell.

dell, das die relevanten zeitlichen Abläufe im System Berchtesgadener abbildet (GROSSMANN 1988). Damit werden Fragen der Lebens- und Entfaltungsfähigkeit des regionalen Systems in ihren Zusammenhängen dargestellt. Durch Einbeziehung der zeitlichen Aspekte sowie durch Verknüpfung mit dem Geographischen Informationssystem ist es auch möglich, raum-zeitliche Entwicklungen zu veranschaulichen. Auf diese Weise können „Zeit-Karten“ hergestellt werden, die aussagen, wo welche Entwicklung wann eintritt (GROSSMANN et al. 1984), und zwar zu wiederholten Zeitpunkten, so dass Abläufe dargestellt werden können. Abb. 8 gibt ein Beispiel für eine „Zeit-Karte“ der Waldschäden im Testgebiet Jenner nach damaligem Kenntnisstand (GROSSMANN et al. 1983).

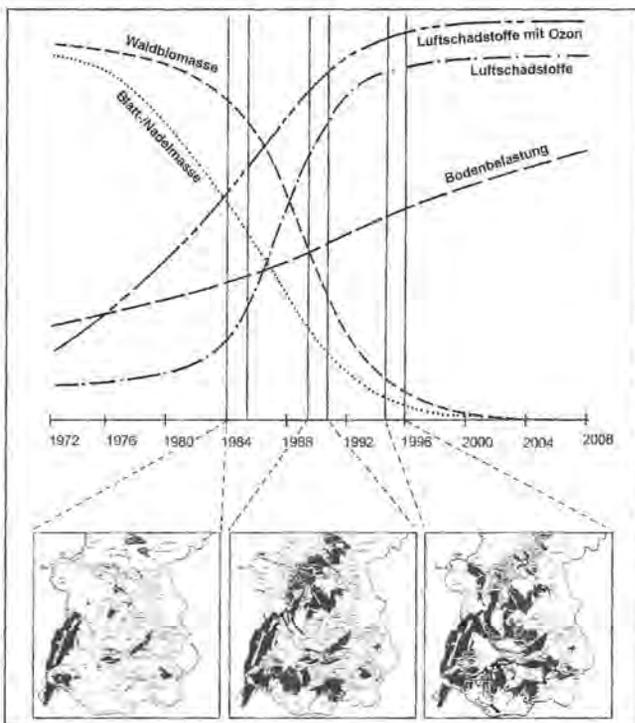


Abb. 8: Beispiel einer „Zeit-Karte“: Dynamik von Waldschadens-Variablen, die mit Hilfe des GIS in eine Kartenserie des Testgebietes Jenner übersetzt wurden. Schwarz: Flächen mit erhöhtem Waldschadens-Risiko. (Nach GROSSMANN et al. 1984 und damaliger Deutung der Waldschäden).

Auf der obersten, vierten Ebene der Pyramide, der „strategischen Ebene“, werden die möglichen räumlichen und zeitlichen Veränderungen des Mensch-Umwelt-Systems in Form verschiedener Entwicklungsvarianten abgeschätzt. Dabei werden prinzipielle Fragen zum Umwelt- und Ressourcenschutz und zu verschiedenen Nutzungseinflüssen behandelt, wobei meist Szenario- oder Simulationsmethoden eingesetzt werden. Solche Fragen haben oft spekulativen Charakter, bedürfen aber dennoch wissenschaftlicher Abschätzung.

Auf jeder Betrachtungsebene verwendet man also unterschiedlich aussagekräftige Daten, weshalb auch unterschiedliche Methoden der Datenauswertung anzuwenden sind. Zwischen den vier Ebenen der Pyramide, d. h. des hierarchischen Modells, bestehen strukturelle

und funktionelle Verknüpfungen, da sie sich auf das gleiche Untersuchungsgebiet beziehen. Diese können jedoch – auch bei ausreichender Verfügbarkeit von Daten – nicht auf rein mathematischem Wege hergestellt oder abgeleitet werden, also nicht allein dem Computer überlassen bleiben, sondern bedürfen der gezielten, interpretierenden Auswahl durch den denkenden, gebietserfahrenen Menschen („soft coupling“). Er allein kann die jeweils geeigneten Betrachtungsebenen aussuchen und die Verknüpfungsstellen zwischen ihnen definieren und erläutern.

Mit diesem hierarchischen Modell der Raum-Zeit-Betrachtung eines Mensch-Umwelt-Systems ist es nach Überzeugung seiner Verfasser möglich, sowohl die analytische Forschung der Einzeldisziplinen, die zum Aufbau einer verlässlichen Datenbasis unentbehrlich ist, als auch die ganzheitlich-synthetische Ökosystem-Untersuchung in einem interdisziplinären Gesamtansatz zusammenzuführen und zu integrieren.

9 Fallstudien

Parallel zur Bearbeitung der Hauptfragestellungen wurden spezifische Probleme des Berchtesgadener Gebietes in eigenen Fallstudien genauer untersucht und Lösungsmöglichkeiten in Szenarien dargestellt. Ziel dieser Fallstudien war es,

- die allgemeinen Projekt-Fragestellungen anhand konkreter Probleme im Gebiet realitätsnah zu präzisieren,
- zusätzliche Möglichkeiten für die Methodik der Verarbeitung komplexer und integrierter Daten aufzuzeigen,
- die theoretisch erarbeiteten Methoden auf ihre Anwendbarkeit und Realisierungsmöglichkeit im Untersuchungsgebiet zu testen sowie
- Datenlücken und Methodendefizite aufzuzeigen, die zu schließen waren,
- über die Bearbeitung spezifischer Probleme die Entscheidungsträger, Wirtschaft, Handel und Tourismus und auch die Bevölkerung im Berchtesgadener Raum auf das MAB 6-Projekt und seine Arbeitsweise aufmerksam zu machen und Verständnis dafür aufzubauen.

Eine Fallstudie befasste sich mit Auswirkungen touristischer Nutzung auf die Gebirgsvegetation im Sommer. Da die Beanspruchung durch Besucher in Teilbereichen des Nationalparks die Form massentouristischer Nutzung erreicht hat, galt es, eine Methodik zu entwickeln, mit der die ökologische Tragfähigkeit für diese Beanspruchung, vor allem anhand der Trittschäden, ermittelt werden kann. Dazu wurden in den Testgebieten Jenner und Funtensee Bedingungen, Entstehung und Ausmaß von Trittschäden genau ermittelt und flächenbezogen dargestellt. Die Ergebnisse wurden sodann auf das Gesamtgebiet des Nationalparks extrapoliert und

anhand zusätzlicher Beobachtungen validiert. So konnten Bereiche ermittelt werden, in denen potenziell Schäden durch den sommerlichen Wandertourismus zu erwarten sind (SPANDAU 1988). Daraus ließ sich eine bessere Wegeführung und Besucherlenkung ableiten.

Eine Fallstudie über den Rotfuchs diente dazu, die Verwendung des Geographischen Informationssystems für die Untersuchung des räumlichen und zeitlichen Verhaltens von Wildtieren zu prüfen. Dazu wurden Raumbearbeitung und Aktivitätsrhythmik der Füchse im Gebirge ermittelt und ihre Optimal-Habitats festgestellt. Deren Kenntnis ermöglichte es, Potenzialkarten für das Vorkommen des Rotfuchses („home range“) zu erstellen und daraus eine ungefähre Bestandeshöhe abzuleiten (BERBERICH 1989).

In einer Fallstudie zur Bewertung des Landschaftsbildes wurde aufgezeigt, wie ästhetische Bewertungen flächendeckend in Planungsmodelle eingeführt werden können. Mit Hilfe kartographisch darstellbarer „ästhetischer Informationen“ können bestehende Landschaftseingriffe beschrieben und die Folgen geplanter Eingriffe für das Landschaftsbild mittels Bilanzierungsverfahren auch quantitativ vorausgesagt werden. Zudem ermöglichen räumlich bezogene Landschaftsbildwerte, ästhetisch optimale Planungsvarianten zu ermitteln (NOHL und NEUMANN 1986).

Thema einer weiteren, umfangreichen Fallstudie war die Berglandwirtschaft im Alpenpark Berchtesgaden. Sie steht im Spannungsfeld zwischen schwierigen ökologischen und ökonomischen Gegebenheiten, divergierenden ökonomischen und politischen Tendenzen, Einflüssen und Zielen und einer Vielzahl von Modellvorstellungen und Lösungskonzepten. Der Schwerpunkt der Fallstudie wurde daher auf die innere Dynamik und die Steuerungsmöglichkeiten der sozio-ökonomischen Aspekte der Berglandwirtschaft gelegt. Ziel der Arbeiten war es, einen möglichst weiten Rahmen für deren zukünftige Entwicklung abzustecken. Er umfasst sowohl eine für diesen Wirtschaftszweig nachteilige, pessimistische und eine innovativ-alternative Variante, die viele erkannte negative Entwicklungsfolgen im sozio-ökonomischen und im ökologischen Feld vermeidet (KERNER & SPANDAU 1990).

Während der Laufzeit des MAB 6-Projektes bewarb sich Berchtesgaden zusammen mit einigen Nachbarorten um die Ausrichtung der Olympischen Winterspiele 1992. In der Region löste dies erhebliche Kontroversen aus, da von einer Großveranstaltung dieser Art auch negative Auswirkungen befürchtet wurden. Aus diesem aktuellen Anlass bot sich an, in die Untersuchungen auch eine Fallstudie mit dem Thema „Die möglichen Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele 1992 auf das Regionale System Berchtesgaden“ einzubeziehen. Sie war für die Wissenschaftler auch deswegen willkommen, weil damit in einem sehr öffentlichkeitswirksamen Bereich eine erste praktische Bedeutung der Forschungsarbeiten demonstriert werden konnte. Zugleich war diese Fallstudie auch als Vorläufer für eine Umweltverträglichkeitsprüfung anzusehen, de-

ren Einführung in das Umweltrecht damals bevorstand. Insbesondere wurde auch der Frage nachgegangen, ob die Olympischen Winterspiele in der Lage wären, positive Impulse für den Fremdenverkehr in Berchtesgaden, aber unter Schonung des ökologischen Potenzials, zu geben, und wie sie durchzuführen wären, um dieses Ziel zu erreichen.

Diese Fallstudie wurde dadurch begünstigt, dass der für die Winterspiele erforderliche Bau zusätzlicher Skiabfahrten oder die Erweiterung vorhandener Anlagen am Jenner vorgesehen wurde, wo sich eines der MAB-Testgebiete befand und genaue Datenerhebungen und Messungen erfolgten. Daher konnten die möglichen Auswirkungen dieser Skiabfahrten relativ genau modelliert und simuliert werden.

Die Untersuchung führte zu dem Ergebnis, dass die Durchführung der Olympischen Winterspiele in der seinerzeit geplanten dezentralisierten Form weder besonders negative noch besonders positive Effekte auf Natur und Landschaft oder die Wirtschaft im Untersuchungsgebiet hervorgerufen hätte. Je nach Ausrichtung der Planung wären aber positive oder negative Auswirkungen zum Teil erheblich verstärkt worden. Es wäre also mehr auf das „Wie“ als auf das „Ob“ der Spiele angekommen (SCHALLER und SPANDAU 1986; SPANDAU 1986).

10 Auswertung und Synthese

Das in der Vorphase erarbeitete Forschungskonzept wurde in der Projekt-Hauptphase von 1984 bis 1988 verwirklicht und als tragfähig bewiesen. Darauf begann die Projektsteuerungsgruppe in enger Zusammenarbeit mit den sektoralen Fachbereichen (Tab. 1) mit den umfangreichen und komplizierten Auswertungs- und Synthesearbeiten der „Synthesephase“ 1989 bis 1991. Wiederum nach dem Vorbild der Schweizer MAB 6-Projekte wurden zwei Synthesebereiche unterschieden:

1. In der Programmsynthese waren Programm und Methodik der angewandten Ökosystem- bzw. Landschaftsforschung in einem Gesamtbericht („Handbuch“) zusammenzufassen. Zugleich sollte die Übertragbarkeit der Modelle und Instrumentarien auf vergleichbare Ökosystemforschungs-Projekte überprüft werden. In dem Handbuch waren insbesondere folgende Themen zu behandeln:

- Aufgaben der angewandten Ökosystemforschung,
- Wissenschaftlich-theoretische Grundlagen,
- Bedeutung hierarchischer Ansätze in der Ökosystemforschung, Aufgaben und Methoden der Bearbeitung in den hierarchischen Ebenen:
 - Geographisches Informationssystem, Datenbasis, Datenmodelle,
 - Validierung der Datenmodelle,
 - Bilanzierung und Plausibilitätstests,
 - dynamische Regionalmodelle,
 - strategische Steuerungen;

- fachliche und organisatorische Erkenntnisse aus dem Projektablauf und Empfehlungen für ähnliche Großprojekte,
- Zusammenfassung der Anwendungsbeispiele und Fallstudien (Ergebnisse der Projektsynthese, siehe unten) zum Nachweis der Leistungsfähigkeit und Übertragbarkeit des methodischen Konzepts sowie zur Anwendung der Ergebnisse in der Arbeit der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.

2. In der Projektsynthese wurden die entwickelten Modelle und Programme auf ihre Eignung zur Beantwortung der für das Untersuchungsgebiet relevanten Fragen überprüft. Aus der Programmsynthese leiteten sich folgende Inhalte der Projektsynthese ab:

- Herleitung von Umweltqualitätszielen und Setzung von Umweltstandards,
- Methodik für die Erstellung eines Nationalparkplans mit Hilfe der Projektdatenbasis,
- Vorschläge zur integrierten Umweltbeobachtung auf der Basis einer ökosystemaren Forschungskonzeption (verwirklicht durch SCHÖNTHALER et al. 1997),
- Hinweise für die weitere Forschungsarbeit im Nationalpark Berchtesgaden, auch zur Absicherung und Fortschreibung der Datenbasis.

Umweltqualitätsziele werden verstanden als langfristig und überregional gültige, an Kriterien der Vorsorge und der „nachhaltigen Entwicklung“ ausgerichtete Forderungen (zum Teil als politische Leitbilder), die bestimmt sind durch das vom Menschen nicht veränderbare naturgesetzliche Verhalten des Naturhaushaltes und seiner Ökosysteme („ökozentrischer“ Aspekt) einerseits und ethische Normen auf der anderen Seite („anthropozentrischer“ Aspekt). Konkret werden Umweltqualitätsziele für die drei Umweltmedien Luft, Wasser und Boden, die zugleich wesentliche Ressourcen darstellen und den Naturhaushalt bestimmen, und für den Raumanspruch der natürlichen und anthropogenen Ökosysteme formuliert (SPANDAU et al. 1992). Sie orientieren sich an den Grenzbelastungswerten und Potenzialen der maßgeblichen Ökosystemfunktionen (ihren „ökologischen Eckwerten“) und streben Umweltzustände an, in denen jedes Medium, vor allen vermeidbaren Eingriffen bestmöglich geschützt, den jeweils arteigenen Anspruch aller Nutznießer erfüllen kann.

Umweltqualitätsziele sind Richtwerte, an denen sich der Status quo messen lässt: Sie zeigen auf, wie weit entfernt vom ökologischen (am Gesamt-Naturhaushalt orientierten) Optimum ein Umweltzustand einzuordnen ist, der sich aus der jeweiligen politisch-gesellschaftlichen Setzung von Umweltstandards ergeben hat. Als solche Wertungsbezüge sind Umweltqualitätsziele unverzichtbar und dürfen aus ökologischer Sicht nicht a priori von Machbarkeits- und Nützlichkeitsabwägungen beeinflusst sein. Für den Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden konnten Umweltqualitätsziele aus den MAB 6-Untersuchungsergebnissen abgeleitet werden (KERNER et al. 1990).

Tabelle 2 gibt einen schlagwortartigen Überblick über die bearbeiteten Fragen, Betrachtungsebenen und Ziele

der Synthese. Auf die Fülle der Ergebnisse des Projektes kann hier nicht eingegangen werden. Sie sind zunächst im Schlussbericht über die Arbeiten der beteiligten Fachdisziplinen (HABER et al. 1990) zu finden. Die wesentlichen Resultate der 1989–1991 durchgeführten Synthesephase wurden später in einem methodisch orientierten „Werkstattbericht“ (KERNER et al. 1991) veröffentlicht. Darin sind Anliegen und Fragestellungen des MAB 6-Projektes, die inhaltliche und methodische Konzeption sowie sein organisatorischer Ablauf im Überblick dargestellt. Auf Grund des dabei erreichten Kenntnisstandes und Erfahrungshorizonts wurde seit 1992 im Auftrag des Umweltbundesamtes eine „Konzeption für eine ökologische Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten“ erarbeitet (SCHÖNTHALER et al. 1997).

Über die vielfältigen Untersuchungen von Ökosystemen und der aus ihnen zusammengesetzten Landschaften hinaus wurde im Rahmen der Berchtesgadener Synthesephase auch der für Planungen und Entwicklungen von Leitbildern unerlässliche Wertungsbezug hergestellt (KERNER et al. 1991; SPANDAU & KÖPPEL 1991). Die Anwendbarkeit derart regionalisierter Umweltqualitätsziele für die Darstellung von Entwicklungszielen und die Ableitung entsprechender Maßnahmenkonzepte wurden von POKORNY (1993) exemplarisch für den Nationalpark Berchtesgaden aufgezeigt. Diese methodischen Vorarbeiten sowie die seit dem MAB 6-Projekt erfolgte Pflege und Fortführung des Geographischen Informationssystems der Nationalparkverwaltung gestatten die darauf aufbauende Entwicklung eines Nationalparkplanes.

Die interdisziplinäre Vorgehensweise des MAB 6-Projektes Berchtesgaden ist besonders geeignet für die Erforschung regionaler Mensch-Umwelt-Systeme. Als wesentliche Grundlage hierfür hat sich der entwickelte Modellansatz des Projekts mit der Analyse, Bewertung und Planung des Mensch-Umwelt-Systems auf verschiedenen Abstraktionsniveaus („Pyramidenmodell“) bewährt. Da vor allem bei flächendeckenden Raumanalysen und -bewertungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen noch erhebliche Forschungsdefizite bestehen, liegt hier das größte Potenzial für zukünftige Einsatzmöglichkeiten der im Berchtesgaden-Projekt entwickelten Methoden. Mit ihrer Hilfe kann ein weiterer wichtiger Schritt in Richtung einer weitgehend schonenden Nutzung der Umwelt durch den Menschen vor dem Hintergrund unterschiedlicher Raumfunktionen und -ansprüche geleistet werden. Methoden aus dem MAB 6-Projekt Berchtesgaden konnten bereits während seiner Laufzeit in anderen Forschungen erfolgreich eingesetzt (z. B. BACHHUBER et al. 1988, HABER et al. 1986, TOBIAS et al. 1989, VOERKELIUS & SPANDAU 1989) und in andere deutsche Ökosystem-Forschungsvorhaben übernommen und dort weiterentwickelt werden (z. B. ARSU 1988, HÖPNER et al. 1990, LEUSCHNER 1988, 1990). Die MAB 6-Erkenntnisse werden in den inzwischen errichteten deutschen Ökosystem-Forschungszentren in Kiel, Göttingen, Bayreuth und im „Forschungsverbund Agrarökosysteme München“ (FAM) in

Scheyern erfolgreich angewendet und weiterentwickelt. Schließlich ist das im Rahmen des MAB 6-Projektes entstandene „Ökologisch-ökonomische Bilanz-Modell“ von KERNER (1995) zu einem Instrument der integrierten Analyse, Bewertung und Entwicklung des Mensch-Natur-Systems ausgebaut worden.

Der vorliegende Text ist eine etwas erweiterte und veränderte Fassung des von L. SPANDAU, W. HABER und J. KÖPPEL verfassten Beitrags zum „Handbuch der Umweltwissenschaften“, herausgegeben von O. FRÄNZLE, F. MÜLLER und W. SCHRÖDER seit 1994.

Tab. 2: Fragen, Betrachtungsebenen und Ziele der „Angewandten Systemanalyse“ im MAB 6-Projekt (aus KERNER et al. 1991).

FRAGEN	Betrachtungsebenen und Untersuchungsziele	Wissenschaftliche Aktivität
Was ist vorhanden? Wie ist es im Raum verteilt? Wieviel ist vorhanden und in welcher Form?	Bestandsaufnahme, Strukturbeschreibung, Quantifizierung *)	Beschreibung
Wie funktioniert es? Was steuert die Funktion(en)? Wer leistet was? ▼	Funktionsanalyse, Quantifizierung*)	Beschreibung
Was hängt wie zusammen? Wer nutzt oder benötigt was? Wer beeinflusst wen und wie? ▼	Vernetzung, Beziehungsanalyse, Arbeitsteilung, Systembeschreibung	Beschreibung
Was könnte vorhanden sein? Was könnte geleistet werden? ▼	Potenzialanalyse	Interpretation
Was muss unbedingt vorhanden sein? Was ist knapp? Was ist zu wenig oder zu viel? ▼	Empfindlichkeit, Risikoanalyse, Grenzwerte, Wertungsbezüge	Interpretation
Wie entsteht, erhält sich und vergeht das Vorhandene? ▼	Genese, Vorgeschichte, Erstellung, Regulierung, Zeitverhalten	Interpretation
Wie funktionieren Erneuerung, Heilung, Regeneration? ▼	Belastbarkeit, Regenerationsvermögen	Interpretation
Wohin entwickelt sich das Vorhandene und warum? ▼	Entwicklungsdynamik	Interpretation
Was kommt von außen? ▼	Systemabgrenzung, Rahmenbedingungen	Interpretation
Warum ist und funktioniert das Ganze so? ▼	Systemanalyse	Systemanalyse
Warum ist und funktioniert das Ganze so? Warum sollte das so sein? ▼	Zieldefinition aus Wertungsbezügen	Bewertung und Umsetzung
Was entspricht oder widerspricht diesem Ziel? ▼	Umweltverträglichkeits-Prüfung, Bewertung und Entscheidungshilfen	Bewertung und Umsetzung
Wie kommt das Ganze dorthin? Was kann in Zielrichtung bewegt werden? ▼	Umsetzung, Planung und Entwicklungssteuerung	Bewertung und Umsetzung
Ist alles auf dem „richtigen“ Weg oder nicht?	Umweltbeobachtung, Erfolgskontrolle und Alternativen	Bewertung und Umsetzung

*) soweit möglich

Literatur

- ARSU - Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung Oldenburg (1988): Programmkonzeption zur Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer. – Forschungsbericht 10902020/02, Umweltbundesamt Berlin (unveröffentlicht).
- ASHDOWN, M., SCHALLER, J. (Hrsg.), (1990): Geographische Informationssysteme und ihre Anwendung in MAB-Projekten, Ökosystemforschung und Umweltbeobachtung. MAB-Mitteilungen 34. Bonn.
- BACHHUBER, R., GERTBERG, W., HABER, W., KAULE, G., KERNER, H.F., SCHALLER, J., SITTARD, M. (1985): Landschaftökologische Modelluntersuchung Ingolstadt. Abschlussbericht. – Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 23/84, Berlin.
- BACHHUBER, R., PIRKL, A., RIEDEL, B. (1988): Umweltverträglichkeitsprüfung für Maßnahmen zur Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“. Forschungsvorhaben 101 02 081 des Umweltbundesamtes Berlin, – Unveröffentlichtes Manuskript, Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München in Freising-Weihenstephan.
- BERBERICH, W. (1998): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Untersuchungen der Lebensraumsprüche und der Aktivitätsrhythmik im Alpenpark Berchtesgaden. – Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden 17, S. 5–68.
- di CASTRI, F., HADLEY, M., DAMLAMIAN, J. (1981): MAB: The Man and the Biosphere Program as an evolving system. *Ambio* 10, S. 52–57.
- CEJKA, M. (1987): MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden: Methodische Aspekte eines ökologischen Bilanzmodells im Rahmen des MAB-6-Projekts 6 „Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden“. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München in Freising-Weihenstephan, unveröffentlicht.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (Hrsg.), (1986): Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojektes 1966–1986. Stuttgart.
- FRANZ, H. P. (1984): Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB). Analyse eines umfassenden Forschungsprogramms. MAB-Mitteilungen 18. Bonn.
- GROSSMANN, W.-D. (1983): Systems approaches toward complex systems. In: MESSERLI, P., STUCKI, E. (Hrsg.), *Colloque international MAB 6 – Les Alpes, Modèle et Synthèse*. Fachbeiträge zur Schweizerischen MAB-Information 19, S. 25–57. Bern.
- GROSSMANN, W.-D. (1988): MAB-Projekt 6: Ökosystemforschung Berchtesgaden. REGIO: Ein Modellbausatz zur Bearbeitung ökonomisch-ökologischer Probleme im Rahmen eines hierarchischen Systemkonzeptes. Wien.
- GROSSMANN, W.-D., HABER, W., SCHALLER, J., SITTARD, M., SPANDAU, L. (1983): MAB-Projekt 6: Ökosystemforschung Berchtesgaden. Szenario Waldsterben im Testgebiet Jenner. Verknüpfung des systemdynamischen Ansatzes mit dem flächenbezogenen Informationssystem. MAB-Mitteilungen 17, S. 1.01–1.67. Bonn.
- GROSSMANN, W.-D., SCHALLER, J., SITTARD, M., (1984): „Zeitkarten“: eine neue Methodik zum Test von Hypothesen und Gegenmaßnahmen bei Waldschäden. *Allg. Forst Zeitschrift* 39, S. 837–843.
- HABER, W. (1984): Über Landschaftspflege. *Landschaft + Stadt* 16, S. 193–199.
- HABER, W., SPANDAU, L., TOBIAS, K. (1990): Ökosystemforschung Berchtesgaden. Schlußbericht über die Arbeiten der Fachdisziplinen (Hauptphase). Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 15/90, Teil 1 (S. 4–237). Berlin.
- HIMAMOWA, B. (1975): The Obergurgl model. A microcosm of economic growth in relation to limited ecological resources. *Nature and resources* 11 (2), S. 10–21. (UNESCO, Paris).
- HÖPNER, T., EBENHÖH, W., ZAUKE, G.-P., 1990: Ziele eines Ökosystem-Forschungsvorhabens Wattenmeer. Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 7/90, S. 58–74. Berlin
- KERNER, H.F. (1995): Das ökologisch-ökonomische Bilanzmodell, Baustein eines Instrumentes zur integrierten Analyse, Bewertung und Entwicklung des Mensch-Natur-Systems. (Schriftenreihe) *Landschaftsökologie Weihenstephan* Bd. 9, Freising-Weihenstephan.
- KERNER, H.F., SPANDAU, L. (1990): MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden: Sozioökonomische Auswirkungen und Szenarien zur Berglandwirtschaft im Alpenpark Berchtesgaden. Unveröffentlichtes Manuskript, Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München in Freising-Weihenstephan.
- KERNER, H.F., KÖPPEL, J., SPANDAU, L., TOBIAS, K. (1990): MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden. Umweltqualitätsziele für den Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 15/90, Teil 2 (S. 1–39). Berlin.
- KERNER, H. F., SPANDAU, L., KÖPPEL, J. G. (Hrsg.), WACHTER, T. (Red.), (1991): Methoden zur angewandten Ökosystemforschung, entwickelt im MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ 1981–1991. Abschlussbericht. MAB-Mitteilungen 35. 4 Teile A-E in 2 Bänden. Bonn.
- LENZ, R. (1991): Charakteristika und Belastungen von Waldökosystemen NO-Bayerns – eine landschaftsökologische Bewertung auf stoffhaushaltlicher Grundlage. In: FÖLSTER, H. (Hrsg.), *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, Reihe A, 80. Göttingen.
- LEUSCHNER, C. (1988): Ökosystemforschung Wattenmeer – Hauptphase Teil 1; Erarbeitung der Konzeption sowie der Organisation des Gesamtvorhabens. Forschungsbericht 109 02 020/01 des Umweltbundesamtes, Berlin (Manuskript).
- LEUSCHNER, C. (1990): Ökosystemforschung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Wissenschaftliche und methodische Aspekte. Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 7/90, S. 40–57.
- MESSERLI, P. (1986): Modelle und Methoden zur Analyse der Mensch-Umwelt-Beziehungen im alpinen Lebens- und Erholungsraum. Erkenntnisse und Folgerungen aus dem schweizerischen MAB-Programm 1979–1985. Schlussberichte zum Schweizerischen MAB-Programm Nr. 25, Bern.
- MESSERLI, B., MESSERLI, P. (1979): Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet (MAB Schweiz). Fachbeiträge zur schweizerischen MAB-Information 1, Bern; *Geographica Helvetica* 4, S. 203–210, 1978; MAB-Mitteilungen (Bonn) 4, S. 2–22, 1979.

- MOSER, W., PETERSON, J. (1981): Limits to Obergurgl's growth. *Ambio* 10, S. 68–72.
- NOHL, W., NEUMANN, K.-D. (1986): Landschaftsbildbewertung im Alpenpark Berchtesgaden, *Umweltpsychologische Untersuchungen zur Landschaftsästhetik*. MAB-Mitteilungen 23, Bonn.
- POKORNY, D. (1993): Methodik zur räumlichen Differenzierung von Schutz- und Entwicklungszielen in einem Nationalpark, dargestellt am Beispiel des Nationalparks Berchtesgaden im Rahmen des MAB-Projektes 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ (unter Mitarbeit von L. SPANDAU). Freising-Weihenstephan. Als Manuskript vervielfältigt.
- SCHALLER, J., SPANDAU, L. (1986): Die Fallstudie „Mögliche Auswirkungen Olympischer Winterspiele 1992 auf das Regionale System Berchtesgaden“. MAB-Mitteilungen 22, S. 34–219, Bonn.
- SCHALLER, J., SPANDAU, L. (1987): MAB-Projekt 6: Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme – integrierte Auswertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* (Graz 1985) 15, S. 35–47.
- SCHÖNTHALER, K., KERNER, H. F., KÖPPEL, J., SPANDAU, L. (1997): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Wissenschaftlich-fachlicher Ansatz. *Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 32/97*, Berlin. 44 S.
- SEIBERT, B. (1979): Deutscher Beitrag zum MAB-Projektbereich 6. Erste Ergebnisse und Forschungskonzeption im Rahmen der Durchführbarkeitsstudie. MAB-Mitteilungen 4, S. 91–125. Bonn.
- SPANDAU, L. (1986): Mögliche Auswirkungen Olympischer Winterspiele auf das regionale System Berchtesgadens. *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 38, S. 49–68.
- SPANDAU, L. (1988): Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden, dargestellt am Beispiel somertouristischer Trittbelastung auf die Gebirgsvegetation. *Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden* 16.
- SPANDAU, L., KÖPPEL, J.-G., KERNER, H. (1992): Eine Methode zur Herleitung und räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen – unterstützt durch den Einsatz eines Geographischen Informationssystems. In: DUHME, F., LENZ, R., SPANDAU, L. (Hrsg.), 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr. h. c. W. HABER. (Schriftenreihe) *Landschaftsökologie Weihenstephan* Bd. 6, S. 357–370. Freising-Weihenstephan.
- SPANDAU, L., HABER, W., KÖPPEL, J. (2000): Das MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ – Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. In: O. FRÄNZLE, F. MÜLLER und W. SCHRÖDER (Hrsg.), *Handbuch der Umweltwissenschaften*, Kap. V-4.8. – Landsberg/Lech (im Druck).
- TOBIAS, K., BACHHUBER, R., GROSSMANN, M. (1989): Landschafts-Informationssystem – Methodischer Beitrag zur Ökosystemforschung am Beispiel von vier Schwerpunktforschungsräumen in der Bundesrepublik Deutschland. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 17, S. 627–631.
- VOERKELIUS, U., SPANDAU, L. (1989): Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen des Bodenschutzes am Beispiel eines ausgewählten Raumes. *Texte des Umweltbundesamtes (UBA) 8/89*. Berlin.
- ZIERL, H. (1981): Geschichte eines Schutzgebietes. *Rundschau der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden*, Nr. 1. 131 S.

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber
 Lehrstuhl für Landschaftsökologie der
 TU München-Weihenstephan
 D-85350 Freising-Weihenstephan

Waldentwicklung zwischen 1983/84 und heute. Vergleich der Waldinventuren von 1984 und 1997

(Auszug)

Volkmar Konnerth

1 Die Inventurmethode

Die Folgeinventur soll den Zustand des Waldes erfassen, und unter Berücksichtigung der Erstinventur Rückschlüsse auf erste Entwicklungstendenzen ermöglichen. Um natürliche Entwicklungen feststellen und nachweisen zu können ist es notwendig, in einem bestimmten Rhythmus in den stets gleichen Probekreisen die Aufnahmen zu wiederholen. Dabei ist es wichtig, dass das Verfahren nicht oder nur unwesentlich verändert wird und die Daten in derselben Weise erhoben werden. Die Menge der dauerhaften Probekreise bilden die permanente Stichprobe, das Verfahren wird „Permanente Stichprobeninventur“ genannt.

Das Gitternetz der permanenten Stichprobeninventur wurde 1983/84 an das Gauss-Krüger Koordinatensystem mit einer Dichte von 1 Probekreis pro 2 ha angelegt. Die Probekreismittelpunkte wurden abtragsicher mit Dauermagneten vermarktet.

Das Aufnahmeverfahren der Erstinventur aus den Jahren 1983/84 war die Methode der Winkelzählprobe (WZP) mit Zählerfaktor 2. Im letzten Jahrzehnt hat sich in Bayern das Verfahren der konzentrischen Kreise (KK) für permanente Forstinventuren durchgesetzt. Aus diesem Grund wurde von der Nationalparkleitung zusammen mit der Bayerischen Staatsforstverwaltung eine Umstellung der Inventur nach dem Verfahren der konzentrischen Kreise mit gestaffelten Kluppschwellen (KK-Methode) beschlossen, welches jedoch auch eine Auswertung der Erstinventur nach diesem neuen Verfahren ermöglichen sollte.

Das Inventurverfahren der konzentrischen Kreise erfasst die Bäume in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser auf verschieden großen Kreisflächen (Tabelle 1).

Tab. 1: Kluppintervalle, Kreisgrößen und Schichten.

Kreis Nr.	BHD cm	Kreisgröße m ²	Radius m	Zugeordnete Schicht
1	0 - 5	25	2,82	Verjüngung
2	6 - 11	50	3,99	Baumschicht
3	12 - 19	150	6,91	Baumschicht
4	> = 20	500	12,62	Baumschicht

2 Probeflächen und Probebäume

Die permanente Stichprobe umfasst 5406 Probeflächen. Von den 39952 Probebäumen (100 %) der Erstinventur sind 90,3 % auch bei der Folgeinventur aufgenommen worden, 9,7 % sind ausgefallen (Abgang), 11,2 % sind jedoch neu hinzugekommen (Einwuchs). Damit ist ein leichter Anstieg der Probebaumanzahl (101,5 %) gegenüber der Erstinventur zu verzeichnen.

Die Anzahl der Probebäumchen aus der Verjüngung ist 1997 um 4 % kleiner als 1984 (Abbildung 1).

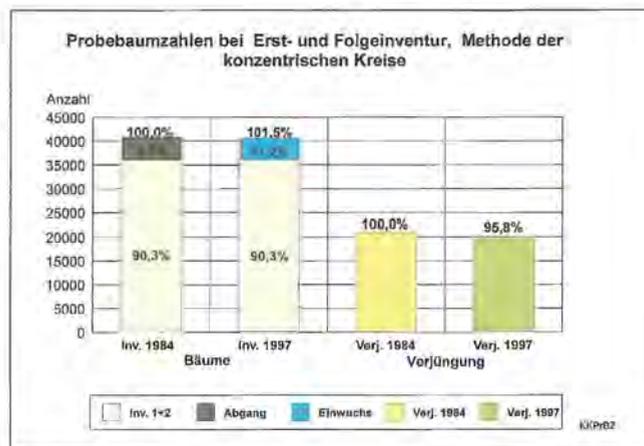


Abb. 1

3 Baumarten und Baumartengruppen

Insgesamt wurden 25 Baumarten bei der Folgeinventur aufgenommen. Jedoch nur 5 Baumarten haben einen Flächenanteil $\geq 3\%$ (Fichte, Lärche, Buche, Zirbe, Bergahorn). Daher wurden bei der Auswertung verwandte Baumarten zur besseren Übersichtlichkeit zu Baumartengruppen zusammengefasst.

Die Wälder des Nationalparks Berchtesgaden sind, und werden noch lange, von den vergangenen Bewirtschaftungsformen geprägt bleiben, wo die Fichte die bevorzugte Baumart darstellte. Vor allem in den zugänglicheren unteren Lagen des Nationalparks, wo natürlicherweise überwiegend laubholzreiche Mischwälder und Bergmischwälder mit Buche-Tanne-Fichte stocken sollten, ist der Fichtenanteil besonders hoch (73 %). (Abbildung 2) Diese große Abweichung von der natürlichen

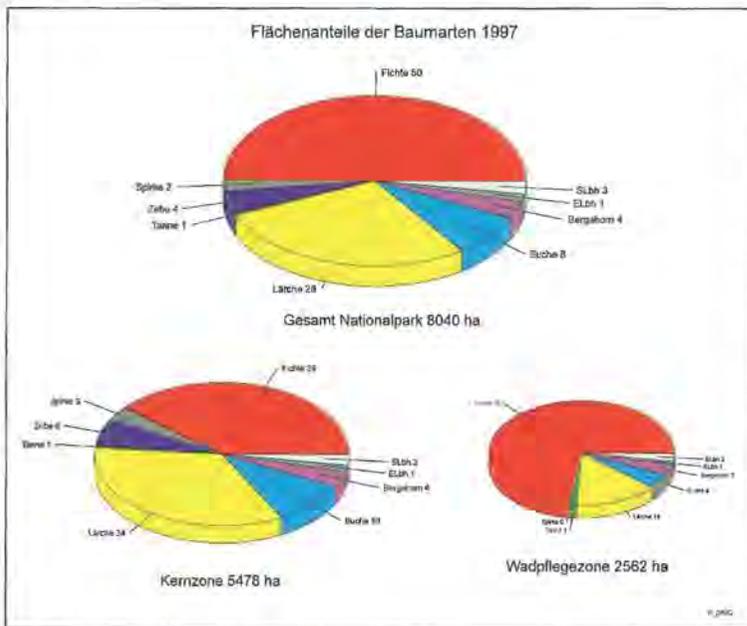


Abb. 2

Baumartenzusammensetzung war und ist der Hauptgrund für die Einrichtung eines Waldpflegebereichs in diesem Teil des Nationalparks.

In der Kernzone, wo die Bewirtschaftung extensiver war oder nur gelegentlich stattgefunden hat, entspricht die Baumartenzusammensetzung in großen Zügen der natürlichen. Die jahrhundertlang praktizierte extensive Waldweide hat hier zu einer Begünstigung der Lärche beigetragen, die mit 34 % einen sehr hohen Flächenanteil inne hat. Die Tanne nimmt mit 1 % einen sehr kleinen Flächenanteil ein.

Die Veränderungen der Flächenanteile während der 13-jährigen Periode zwischen Erst- und Folgeinventur sind sehr klein und statistisch nicht abgesichert. Die größte Differenz beträgt 0,9 % (Abnahme des Fichtenanteils).

In Abbildung 3 sind die durchschnittlichen Vorräte der Baumartengruppen pro ha bei Erst- und Folgeinventur dargestellt. Insgesamt hat der Vorrat/ha in der Zeitspanne zwischen den Inventuren von 164 Efm/ha auf 185 Efm/ha zugenommen.

Nach Baumartengruppen liegen die Vorräte von 1997 zwischen 31 Efm/ha (Fichte) und 1 Efm/ha (Spirke)

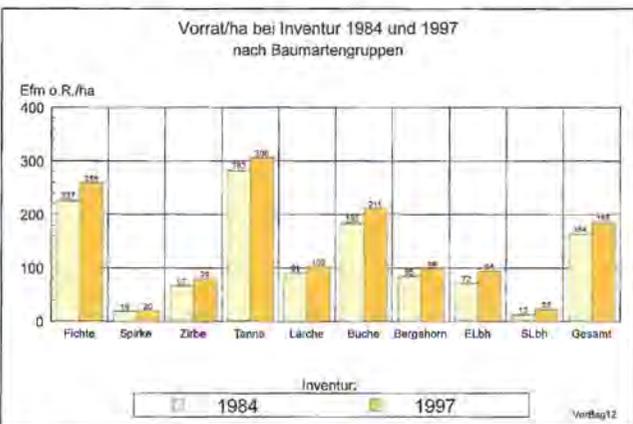


Abb. 3

höher als 1984. Die Tanne, Fichte und Buche haben gegenüber ihren zonalen Mischbaumarten (Bergahorn, Edellaubholz, sonstiges Laubholz) sowohl doppelt bis dreifache Vorräte pro ha als auch die größten Vorratszunahmen zwischen den Inventuren. Aus diesem Vergleich ist auch der hohe Ertrag, der von der Tanne erzielt werden kann, klar ersichtlich. Die Schwierigkeiten, die mit ihrer natürlichen Ausbreitung verbunden sind (Kahlhiebe, hohe Schalenwildbestände), haben jedoch zu einer stetigen Abnahme ihrer Anteile im Laufe der Zeit geführt.

Die Lärche und Zirbe haben gegenüber der Tanne, Fichte und Buche sowohl kleinere Vorräte (102 bzw. 79 Efm/ha) als auch bescheidenere Vorratszunahmen (11 bzw. 12 Efm/ha). Die Spirke hat einen noch kleineren Vorrat (20 Efm/ha) und eine Vorratszunahme von nur 1 Efm/ha zwischen 1984 und 1997, was sowohl mit ihrer Sonderstellung zwischen Bäumen und Sträuchern als auch mit ihrer Lage auf dem

Grenzstandort des Schuttstromes des Wimbachtales zu erklären ist.

Die in Abbildung 4 dargestellten Zuwächse nach Baumartengruppen zwischen den Inventuren heben in erster Linie die große Differenz zwischen dem realen Zuwachs und dem Ertragstafelzuwachs hervor.

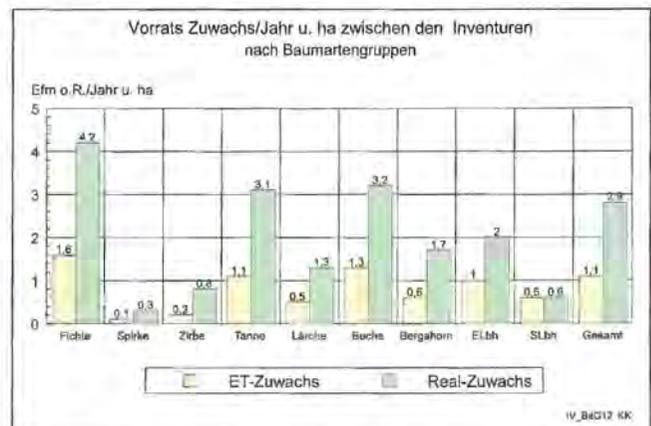


Abb. 4

Diese großen Differenzen können über eine ganze Palette von Faktoren erklärt werden die sich in drei große Gruppen einteilen lassen:

a) Methodenspezifische Faktoren:

- Die Ertragstafeln sind nicht speziell für Steil- und Hochlagen erstellt (es fehlen gebietsspezifische Ertragstafeln);
- Ein Großteil der Nationalpark-Bestände sind aufgelockert oder haben Rottenstrukturen; in den Steillagen bilden sich häufig sehr lange, einseitige Kronen aus. Somit haben die Bestände längere Kronen als typische Bestände der Tief- und Mittellagen, auf denen die Ertragstafeln größtenteils basieren;
- Die Mehrheit der Bestände (54 % älter als 160 Jahre) haben Alter, die jenseits der Höchstalter der Ertragstafeln liegen. Eine Einordnung in die Ertragstafeln ist

für diesen Teil der Bestände nur über Extrapolierungen möglich, was in den meisten Fällen mit einer Unterschätzung verbunden ist.

b) Faktoren wirtschaftlicher Natur:

- Die Streunutzung in den Wäldern des Nationalparks ist seit ca. 50 Jahren gänzlich aufgegeben;
- Gleichzeitig ist die Holznutzung, besonders in der Nationalparkzeit, stark zurückgegangen;
- Die Weidebelastung hat in großen Teilen der Nationalparkfläche stark abgenommen.

c) Faktoren klimatischer und standörtlicher Natur

- Erhöhte Stickstoffeinträge (obwohl das Berchtesgaderer Land einen niederen Eintrag gegenüber anderen Teilen Bayerns und Deutschlands aufweist);
- Der allgemeine Temperaturanstieg der letzten 100 Jahre um ca. 1°C wirkt sich besonders in den Hochlagen (Temperatur im Minimum) „vorteilhaft“ aus;
- Mit dem Temperaturanstieg ist auch die Vegetationsperiode um ca. 10 bis 14 Tage länger geworden.

Jeder dieser Einzelfaktoren trägt mit einem größeren oder kleineren Effekt zu einer Steigerung des Wachstums bei. In ihrem Zusammenspiel kann es dabei zu Steigerungseffekten kommen.

Insgesamt ist der jährliche laufende Zuwachs mit 2,8 Efm pro Jahr und ha, verglichen mit anderen Tief- und Mittellagen, doch sehr bescheiden. Die vielen Probeflächen, die auf ideale Teilflächen, ohne Forstvegetation fallen (1306 Probeflächen), tragen auch zu diesem kleinen Mittelwert bei.

Zwischen den Baumarten gibt es große Unterschiede in ihrem laufenden Zuwachs. Dieser schwankt zwischen 4,2 Efm pro Jahr und ha bei Fichte und 0,3 Efm pro Jahr und ha bei Spirke. Der laufende Zuwachs der Baumarten Fichte, Tanne und Buche ist dem der anderen Baumarten weit überlegen.

In Abbildung 5 werden die Anteile berechnet nach Fläche, Vorrat und Zuwachs gegenübergestellt.

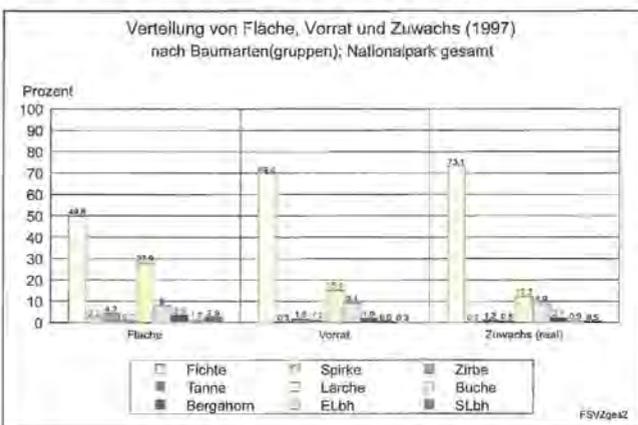


Abb. 5

Die Fichte, mit flächenmäßig 50 %, hat einen Vorratsanteil von 69 % und einen Zuwachsanteil von 73 %. Demgegenüber leistet die Lärche, die flächenmäßig 27 % einnimmt, nur 15 % an Vorrat und 12 % an Zuwachs.

Die Buche hat mit 8 % bis 9 % bei allen 3 Maßzahlen ausgeglichene Anteile. Die Zirbe mit 4 % Flächenanteil hat nur 2 % an Vorrat und 1 % an Zuwachs.

Dieser Vergleich hebt deutlich die Vorteile des Fichtenanbaus, aus den Zeiten, wo die verfügbare Holzmasse der entscheidende wirtschaftliche Faktor für die Salzproduktion darstellte, hervor. Gleichzeitig kommt aus diesem Vergleich die spezifische Eigenart der Baumarten, Bestände zu bilden zum Ausdruck: dichte, dunkle, stammreiche Fichtenbestände und im Gegensatz lichte, lockere Lärchen- oder Zirbenbestände.

Alle dargestellten Anteile der Tanne sind mit ca. 1 % sehr klein. Die Anstrengungen, die in den beiden letzten Jahrzehnten für ihre Anteilssteigerungen unternommen wurden, werden aus diesen Zahlen noch nicht ersichtlich.

4 Waldentwicklungsphasen

Eine strukturell deutlich unterscheidbare Entwicklungsstufe von Waldbeständen wird als Waldentwicklungsphase bezeichnet. Bei der Erstinventur von 1984 wurden für die Bestände des Nationalparks sieben Entwicklungsphasen anhand von mehreren Parametern der Probefläche numerisch definiert. Die Definitionen wurden bei der Folgeinventur unverändert übernommen und in die Auswertungsprogramme eingebaut.



Abb. 6

Die Plenterphase (Abbildung 6) hat 1997 mit 30 % den größten Anteil gefolgt von der Terminalphase mit 21 %. Die Jugend-, Wachstums- und Zerfallsphase nehmen Anteile von 8 % bis 11 % ein, die Verjüngungsphase 4 % und die Grenzphase 1.5 %. Außer diesen strukturdefinierten Entwicklungsphasen sind noch Blößen mit 12 % und unterbestockte Flächen mit 1 % vertreten.

Die Plenterphase stellt die stärkst strukturierte Entwicklungsphase dar, die auch die größte Stabilität gegenüber biotischen und abiotischen Faktoren erwarten läßt. Der Anstieg dieser Phase von 27 % auf 30 % im Zeitraum 1984 bis 1997 ist daher positiv zu bewerten.

Der Anstieg der Blößen und unterbestockten Flächen um ca. 1 % geht auf die Stürme von 1990 sowie die

Bestrebungen der Nationalparkverwaltung, die Waldflächen mit Waldweiderechten zu reduzieren (Wald-Weide Trennung), zurück.

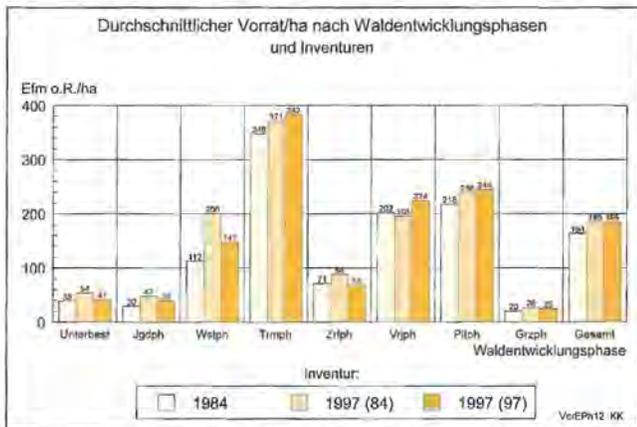


Abb. 7

Den größten Vorrat/ha (ca. 380 Efm/ha) hat erwartungsgemäß die Terminalphase gefolgt von der Plenter- und Verjüngungsphase mit 220 bis 240 Efm/ha; die kleinsten Vorräte haben die Grenzphase mit 25 Efm/ha, die Jugendphase mit 39 Efm/ha und die Zerfallsphase mit 68 Efm/ha (Abbildung 7).

Den größten Anstieg an Vorrat in der Zeitspanne zwischen den Inventuren verzeichnet die Wachstumsphase mit 88 Efm/ha. Leicht abnehmende Vorräte verzeichnet die Verjüngungsphase (-7 Efm/ha).

5 Mischungsformen

Auf 44 % der Probestflächen wird in der Oberschicht nur eine Baumart angetroffen, auf den restlichen sind es hingegen 2 bis 6 Baumarten, bzw. auf 56 % der Fläche gibt es Baumartenmischungen. Ähnlich ist es in den Verjüngungskreisen wo auf 50 % der Fläche Baumartenmischungen vorhanden sind.

Für die Ausscheidung von Mischungsformen wurden bei der Erstinventur Rechenvorschriften entwickelt, die auch bei der Folgeinventur verwendet wurden. Danach gelten als Reinbestände jene Probestflächen, wo eine

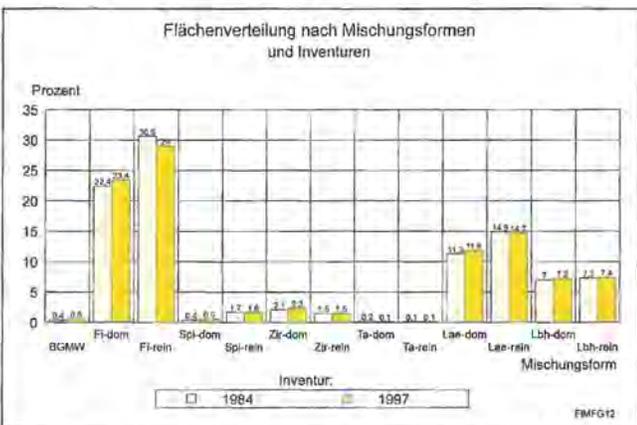


Abb. 8

Baumart Minimum 85 % der Grundfläche inne hat. Die Mischungsform Bergmischwald hat einen Fichtenanteil größer als 15 %, Tannenanteil über 10 % und Laubholzanteil über 15 %. Für den Rest der Mischungsformen gilt: die erstgenannte Baumart hat den größten, die zweitgenannte den zweitgrößten Grundflächenanteil, die restlichen werden im Namen nicht berücksichtigt.

In Abbildung 8 sind die Flächenanteile nach Mischungsformen dargestellt. Vorherrschend sind die Mischungsformen Fi-rein mit 29 % und Fi-dom mit 23 %. Es folgen Lä-rein (15 %), Lä-dom (12 %), LBh-dom sowie die Mischungsform LBh-rein mit jeweils 7 %. Kleine Anteile nehmen die Mischungsformen mit Zirbe und Spirke ein. Die Mischungsform Bergmischwald (BGMW) sowie jene mit Tanne haben verschwindend kleine Flächenanteile.

Gegenüber der Erstinventur hat der Anteil der Mischungsform Fi-rein von 30,6 % auf 29 % abgenommen und die Anteile der Mischungsformen Fi-dom, Zir-dom, Lae-dom und LBh-dom leicht zugenommen. Dieses sind, wenn auch noch nicht statistisch abgesichert, erste Indizien einer Entwicklung von reinen Fichtenbeständen zu mehr Mischbeständen hin.

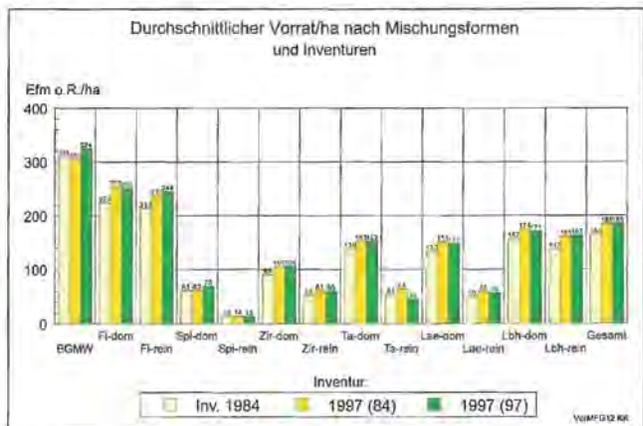


Abb. 9

Die Vorratsakkumulation (Abbildung 9) zwischen 1984 und 1997 beträgt im Mittel 21 Efm/ha und schwankt zwischen 29 Efm/ha (Fi-dom) und -8 Efm/ha bei BGMW (Windwürfe). Die größten Vorräte (ca. 300 Efm/ha) werden bei den Mischungsform BGMW registriert, gefolgt mit ca. 250 Efm/ha bei den Mischungsformen Fi-dom und Fi-rein; die kleinsten Vorräte verzeichnen die Mischungsformen Spi-rein, Zir-rein und Lä-rein (unter 60 Efm/ha). Die Tatsache, dass die Mischungsformen der Reinbestände von Spirke, Zirbe, Tanne und Lärche Vorräte/ha aufweisen, die weit unter den jeweiligen Vorräten der Bestände mit Beimischungen liegen, läßt sich dadurch erklären, dass die Fichte als Mischbaumart dieser Bestände zu ihrer Vorratssteigerung beiträgt.

6 Der ausgeschiedene Bestand

Zwischen der Erstinventur (1984) und Folgeinventur (1997) sind ein Teil der Bäume aus natürlichen Gründen

ausgefallen oder durch Pflegemaßnahmen gefällt und teilweise auch verwertet worden. Einer der Vorteile einer permanenten Stichprobeninventur, gegenüber temporären Stichprobeninventuren, ist, dass der ausgeschiedene Bestand aus den beiden zusammenhängenden Aufnahmen geschätzt werden kann. Im Nationalpark Berchtesgaden konnte der Abgang bei der Folgeinventur auf ca. 90 % der Probekreise registriert werden.

Da die ausgeschiedenen Bäume, zeitlich über die ganze Periode zwischen den Inventuren gestreut sind, und ein einzelbaumweiser Ausscheidungszeitpunkt nicht bestimmt werden kann, wird rechnerisch die Periodenmitte als Ausscheidungszeitpunkt festgelegt. Die Stürme von 1990, die im Nationalpark größere zusammenhängende Waldflächen als auch Einzelbäume und Baumgruppen vermehrt geworfen haben, fallen zeitlich ziemlich genau (und damit rechnerisch günstig) in diese Periodenmitte (1983–1984 bis 1995–1997).

Gegenüber dem Vorrat der Erstinventur sind insgesamt 13,2 % (164.477 Efm bzw. 26,4 Efm/ha) ausgeschieden; nach der entsprechenden Stammzahl sind es 12,7 % und nach der Grundfläche 12,1 %. Zur Zeit der Erstinventur betrug der Vorrat dieser ausgeschiedenen Bäume 163.439 Efm; er vergrößerte sich bis zum Zeitpunkt des rechnerischen Ausscheidens um 1038 Efm (6,4 %). Nach Baumartengruppen schwankt der Anteil des ausgeschiedenen Bestandes gegenüber dem Vorrat bei Erstinventur zwischen 0,9 % bei Zirbe und 16,9 % bei sonstigem Laubholz (Abbildung 10). Drei Hauptfaktoren könnten für diese sehr starken Schwankungen ursächlich sein:

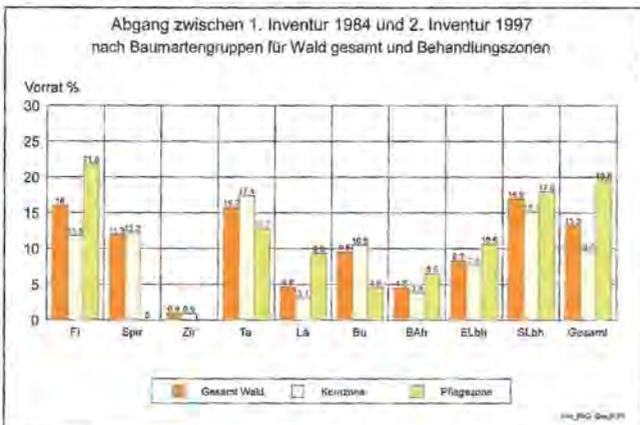


Abb. 10

- Die Baumarten haben unterschiedliche biologisch bedingte Lebenserwartungen: z. B. sehr langlebige Baumarten wie Zirbe und Lärche, relativ kurzlebige wie Vogelbeere, Weiden, Pappel und Birke. Der Zeitraum zwischen den Inventuren (rund 13 Jahre) ist, gemessen an der jeweiligen Lebenserwartung (und der Individuenentwicklung), somit unterschiedlich lang.
- Die differenzierte Anfälligkeit der Baumarten gegenüber jenen Faktoren, die in der betrachteten Periode überdurchschnittlich ins Gewicht fielen (z. B. Fichte sehr anfällig gegenüber Stürmen und Borkenkäfern, Zirbe und Lärche hingegen weitgehend resistent).
- Die unterschiedliche Verteilung der Baumarten auf Behandlungszonen (Pflegezone, Kernzone) und die

verfolgten Pflegeziele innerhalb jeder Zone bewirken, dass einige Baumarten (Spirke, Zirbe) von der Pflege ganz ausgeschlossen sind und diese zu Lasten anderer Baumarten (besonders Fichte) stattfindet.

Über die Wechselwirkungen zwischen den aufgezählten Faktoren lassen sich die hohen periodischen Abgänge für sonstiges Laubholz (kurzlebige Baumarten) mit 16,9 %, für Fichte (sehr hohe Anfälligkeit gegenüber Stürmen und Borkenkäfern, bevorzugt entnommene Baumart bei Pflegemaßnahmen) mit 16 % und die sehr niederen Abgänge bei Zirbe mit 0,9 % (sehr langlebige Baumart, nur in der Kernzone vorkommend, weitgehend resistent), Lärche (4,6 %) und Bergahorn (4,5 %) erklären. Die Tanne hat einen mit der Fichte vergleichbaren, hohen periodischen Abgang (15,7 %), obwohl sie bei Pflegemaßnahmen eher geschont wird, langlebiger ist als die Fichte und auch dem Borkenkäfer gegenüber widerstandsfähiger ist. Dies kann (zumindest zum Teil) über das sehr hohe Durchschnittsalter von 206 Jahren gegenüber der Fichte mit nur 145 Jahren erklärt werden, zum Teil aber auch durch ihr gänzlich Fehlen in den mittleren Altersklassen.

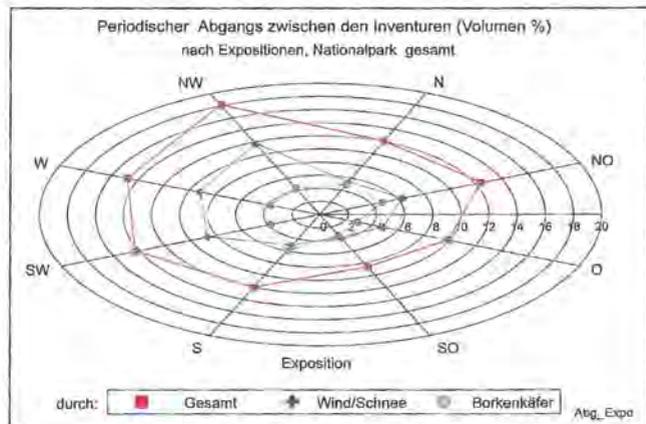


Abb. 11

Nach Expositionen schwankt der periodische Abgang zwischen 8 % auf SO-Expositionen und 18 % auf NW-Expositionen, was mit Sicherheit auf die Dominanz westlicher Stürme zurückzuführen ist (Abbildung 11). Noch stärker ist dieser Effekt an den Anteilen des Abgangs durch Wind- und Schnee nach Expositionen zu sehen (von 3,8 % auf SO-Expositionen bis 11,7 % auf NW-Expositionen). Der Ausfall durch Borkenkäfer nach

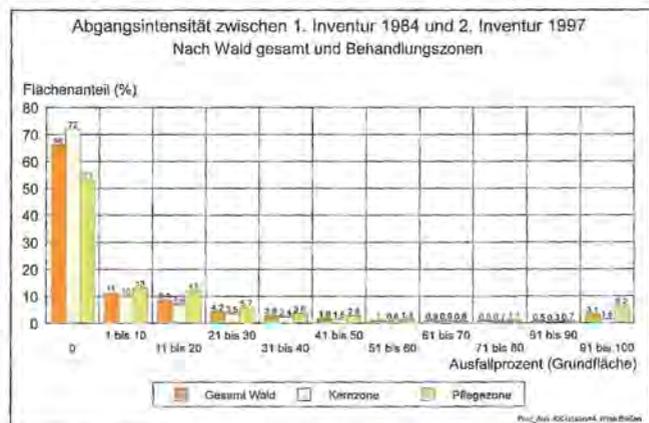


Abb. 12

Expositionen zeigt das südliche Expositionen zwar bevorzugt werden (6 %) jedoch die schattseitigen Expositionen nicht verschont bleiben (NO 4,8, N 4,9 %).

In Abbildung 12 ist der Flächenanteil über der Abgangsintensität zwischen den Inventuren (Grundflächenausfall gegenüber der Grundfläche der Erstinventur) dargestellt.

Auf $\frac{2}{3}$ der Fläche hat kein Ausfall stattgefunden, in der Kernzone sind es sogar 72 %. Zählt man zu diesen Anteilen noch jene mit weniger als 20 % Abgang, so hat auf 85 % (Kernzone 89 %) der Fläche höchstens ein schwacher Ausfall stattgefunden. „Totalausfall“ (über 80 %) ist auf 3,6 % der Fläche (1,8 % aus der Kernzone und 6,9 % aus der Pflegezone) zu verzeichnen.

Die Wälder der Kernzone zeichnen sich gegenüber jenen der Pflegezone durch eine höhere Stabilität aus und liefern so einen entscheidenden Beweis ihrer Anpasstheit an ihre Standorte. Die erhöhten Ausfälle in der Pflegezone sind ein klarer Hinweis auf die in weiten Teilen überhöhten und standortfremden Fichtenanteile.

Der anteilmäßige Abgang nach Ursachen ist in Abbildung 13 dargestellt. Über die parallele Darstellung der Volumen- und Stammzahlanteile kann, neben den absoluten Anteilen, auch auf die mittleren Dimensionen der Bäume geschlossen werden.

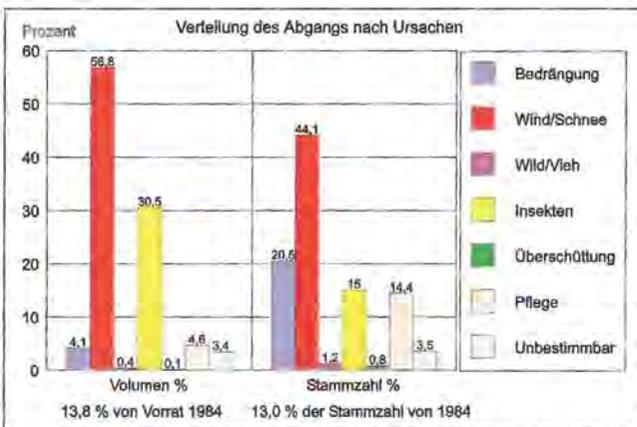


Abb. 13

Durch Bedrängung (Konkurrenz der Nachbarbäume) fallen nach Volumenprozenten gerade 2,6 % aus, denen jedoch 19,3 % der ausgefallenen Stammzahlen entsprechen. Wie erwartet werden schwache, überschirmte Bäume durch Konkurrenz ausgeschieden.

Wind- und Schneebrüche oder -würfe beinhalten sowohl dem Volumen nach, als auch der Stammzahl nach die größten Anteile des Abgangs (56 % bzw. 44 %). Das Verhältnis der Anteile zeigt, dass überdurchschnittlich große Bäume durch Wind und Schnee ausscheiden, was sicherlich mit der Kronengröße (Angriffsfläche) und/oder ihrer exponierten Position innerhalb des Bestandes zusammenhängt.

Durch Wild oder Vieh (Schältschäden) sind überraschend wenige Bäume ausgeschieden (0,3 % Volumen %, bzw. 1,6 % Stammzahlprozent). Hier zeigt sich mit Sicherheit aber auch eine Schwierigkeit der Ansprache. Fällt nämlich z.B. ein geschälter Baum dem Sturm oder

Schnee zum Opfer, so wird nur die letzte Einwirkung als Ausscheidungsursache registriert (siehe auch den Einfluss alter Schäden auf den Abgang).

Durch Borkenkäfer fallen, dem Volumen nach, 31 % aus, dem jedoch nur 15 % der Stammzahlen entsprechen. Die Borkenkäfer befallen somit mit Vorliebe starke bis sehr starke, bzw. alte und sehr alte Bäume (Fichten ab 80 und vermehrt ab 160 Jahren).

Durch Überschüttungen sind im Wimbachgries in einigen wenigen Probekreisen Spirken abgestorben. In dem Verhältnis 0,1 % (Volumen) zu 0,7 % (Stammzahl) zeigen sich die kleineren Dimensionen, die diese Baumart gegenüber den restlichen Baumarten, erreicht.

Die waldbaulichen Pflegemaßnahmen im Nationalpark haben mit 3 % des Abgangs, nach Vorrat, bzw. 10 % nach der Stammzahl unerwartet niedere Anteile. Diese Anteile sind nicht mit den genutzten Mengen gleichzusetzen, da in der Pflegezone teilweise sowohl Sturm- als auch Käferholz aufgearbeitet wurde.

Über die gekoppelten Aufnahmen von 1984 und 1997 konnten auch Untersuchungen über den Einfluss alter Schäden (die 1984 registriert wurden) auf die Abgangsrate durchgeführt werden.

In Abbildung 14 ist für jede Schadensart bei Erstinventur die Abgangsrate für geschädigte Bäume gegenüber jener ungeschädigter Bäume dargestellt.

Die Ausfallrate steigt, bei vorhandenem Schaden, gegenüber der Gruppe der nicht geschädigten Bäume, je nach Schadensart unterschiedlich an. Am stärksten wirken sich Schältschäden auf die Ausfallrate aus: von 10,8 % (ohne Schaden) steigt sie auf 26,6 % an. Dies bedeutet eine Steigerung von 246 %. Ein Kronenbruch zieht eine Steigerung von 231 % nach sich, Stammfäule entsprechend 151 %, Kronenverlichtung 208 %, und Kronenverfärbung 155 %.

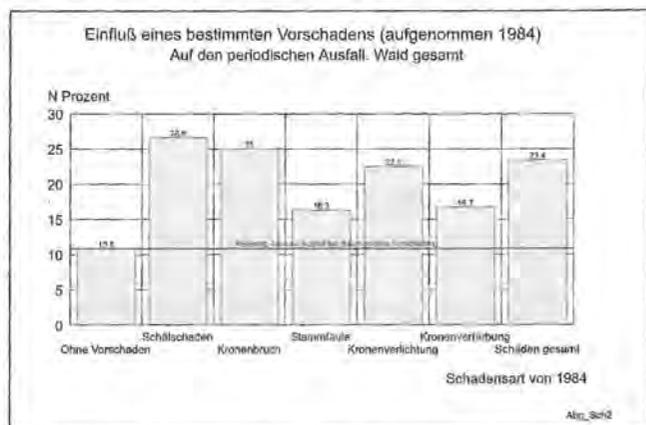


Abb. 14

7 Die Verjüngung

In der Verjüngung kann noch am ehesten ein frühzeitiger Trend ausgemacht werden, hier schlagen sich sowohl die allgemein verfolgte Strategie der Verwaltung, als auch die speziellen Pflanz- und Pflegemaßnahmen zuerst nieder. In den Abbildungen 15-17 werden für den Nationalpark die Baumartenanteile, die Höhenstruktur der Verjüngung, der Flächenanteil mit Verjüngung, der Verbiss und die Pflanzendichte pro ha wiedergegeben.

In der Zeit zwischen Erst- und Folgeinventur (1995/97) haben sich die Baumartenanteile der Verjüngungsschicht in Richtung zu mehr Natürlichkeit verändert. Der

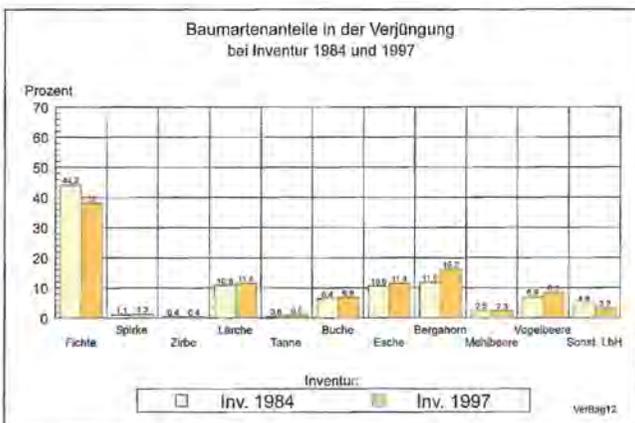


Abb. 15

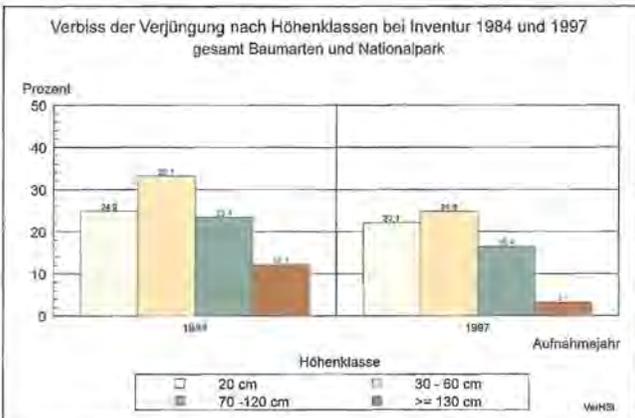


Abb. 16

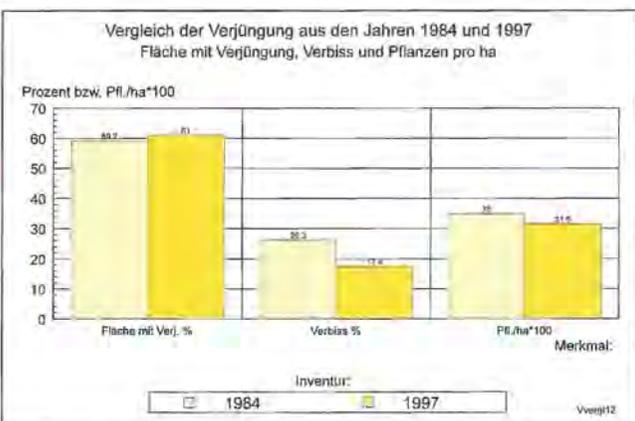


Abb. 17

Fichtenanteil ist auf Nationalparkebene von 44 % auf 38 % zurückgegangen. In der Pflegezone ist die Abnahme viel größer (von 58 % auf 47 %) als in der Kernzone (von 33 % auf 32 %) ist. Hier zeigt sich deutlich der Einfluss der durchgeführten Pflegemaßnahmen.

Der Verbiss durch Schalenwildarten sowie Weidevieh hat sich in dieser Periode insgesamt über alle Baumarten von 26 % auf 17 % stark verringert. Gleichzeitig hat sich auch die Höhenstruktur der Verjüngung positiv entwickelt: die Anteile der Höhenklassen 70 - 120 cm und >= 130 cm sind gegenüber jenen der Klassen 20 cm und 30 - 60 cm erheblich angestiegen.

Mit Sicherheit haben die nationalparkspezifischen Pflegemaßnahmen, die Schalenwildreduktion und die Trennung von Wald und Weide entscheidend zu diesen günstigen Veränderungen, vor allem in der Pflegezone, beigetragen. In den schwer zugänglichen Gebieten bzw. in den Höhenlagen (Kernzone), wo diese Maßnahmen teilweise oder fast ganz gefehlt haben (z.B. Seewände, Landtal, Laafeld, Röth, Reiteral), die Waldvegetation jedoch auch einen größeren Natürlichkeitsgrad hat und die Entwicklung langsamer abläuft, sind die Veränderungen weniger ausgeprägt.

Bei einer größeren Mittelhöhe der Verjüngung zur Zeit der Folgeinventur (1984: 64 cm, 1997: 107 cm) hat die Pflanzenanzahl pro ha gegenüber der Erstinventur leicht abgenommen.

Der Flächenanteil mit Verjüngung auf Nationalparkebene hat nur unwesentlich zugenommen. Eine Ausnahme bilden die Gebiete wo Rotwildfütterungen aufgelöst wurden (Obersee, Steinberg, Hintersee Schattseite). Hier wird eine starke Zunahme des Flächenanteils mit Verjüngung verzeichnet.

Nach ihrem derzeitigen Verbiss können die Baumarten in zwei Gruppen aufgeteilt werden:

1. Baumarten, die nur gering oder nicht verbissen werden: Zirbe, Spirke, Fichte, Lärche mit einem durchschnittlichen Gesamtverbiss von 2 %;
2. Baumarten, die stark verbissen werden: Esche, Bergahorn, Vogelbeere, Mehlebeere, Tanne, Buche, Grün-erle mit einem durchschnittlichen Gesamtverbiss von 34 % (Abbildung 18).

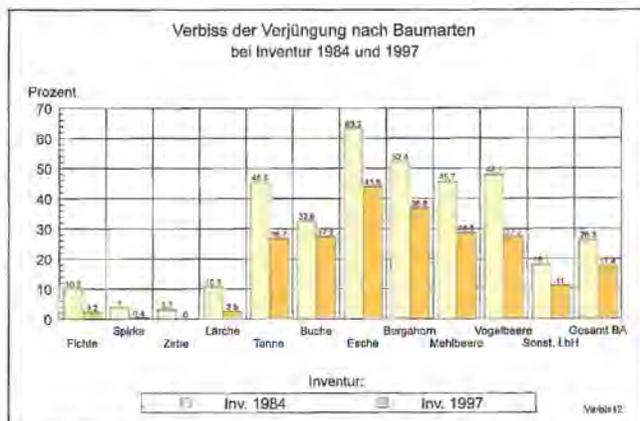


Abb. 18

Alle Baumarten – (Ausnahme sind Zirbe und Spirke, die praktisch nicht verbissen werden) – verzeichnen 1997 gegenüber 1984 signifikante Verbissreduktionen, die zwischen 21 % bei Vogelbeere und 5 % bei Buche liegen.

Sowohl die Höhenstruktur der Verjüngung über alle Baumarten als auch die Struktur der Verjüngung nach Baumarten und den ausgewiesenen Höhenklassen weisen auf eine deutliche Reduzierung des Verbisses hin. Den höchsten Verbiss weisen die Höhenklassen 30 bis 60 cm (33 % im Jahre 1984 bzw. 24 % im Jahre 1997) sowie die Klasse 20 cm (26 % in 1984 bzw. 22 % in 1997) auf. Die höheren Klassen (70 bis 120 cm und \geq 130 cm) haben deutlich kleinere Verbissanteile (Pflanzen entwachsen dem Äser). Der Höhenstrukturvergleich der Verjüngung nach Baumarten (Abbildungen 19 und 20) zeigt deutlich die Vorteile, die den wenig verbiessenen Baumarten gegenüber den Baumarten, die vom Wild und dem Weidevieh stark angenommen werden, erwachsen. So steigt bei der Erstinventur 1984 der Anteil der Fichte von 41 % in der Höhenklasse 20 cm auf 58 % in der Höhenklasse \geq 130 cm an, bei Lärche entsprechend von 3 % auf 18 %. Demgegenüber sinken die Anteile des Bergahorns von 21 % auf 4 % und die der Tanne von 0,9 % auf 0,1 %. Bei der Zweitinventur 1997 (Abbildung 20) steigt der Anteil der Fichte von 25 % in der Höhenklasse 20 cm auf 48 % in der Höhenklasse \geq 130 cm an, bei Lärche entsprechend von 4 % auf 18 %. Demgegenüber sinken die Anteile des Bergahorns von 30 % auf 9 % und die der Tanne von 1,8 % auf 0,4 %. Im Falle der Tanne erreichten somit 1984 von

neun 20 cm hohen Bäumchen nur ein einziges die Höhe von 130 cm; 1997 erreichte jedoch „schon“ jede vierte 20 cm hohe Tanne diese „gesicherte“ Höhe.

8 Folgerungen

- Die von 1995 bis 1997 durchgeführte Folgeinventur kann die augenscheinlich wahrgenommene positive Entwicklung der Bestände in Richtung zu mehr Naturnähe, mit Zahlen belegen und somit die bisherige Vorgehensweise positiv bewerten.
- Der laufende Zuwachs der Wälder des Nationalparks liegt um einiges (x2,5) höher als der entsprechende ET-Zuwachs.
- Der Trend zu größeren plenterartig strukturierten Anteilen läßt auf eine größere zukünftige Stabilität gegenüber biotischen und abiotischen Faktoren schließen (hoffen).
- Die Baumartenanteile der Verjüngung, ihre Höhenstruktur und die Verbissituation haben sich 1997 gegenüber 1984 deutlich verbessert, und sind die Hauptvoraussetzung für einen langfristigen Wandel der Baumartenanteile zu mehr Naturnähe.
- Mit den Daten und Auswertungsergebnissen auf Probebaum- und Probekreisebene wurde eine Datenbank erstellt die für viele Untersuchungen genutzt werden kann.

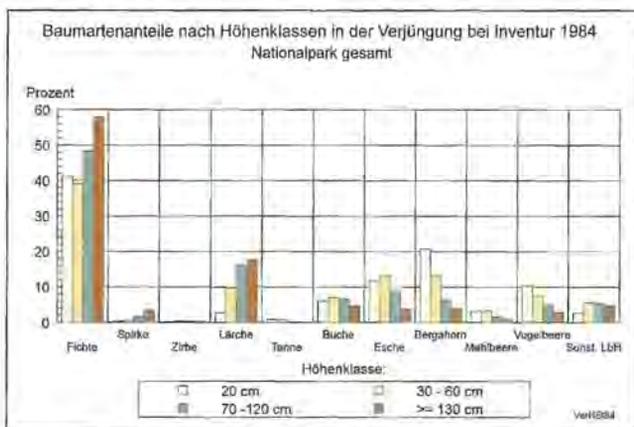


Abb. 19

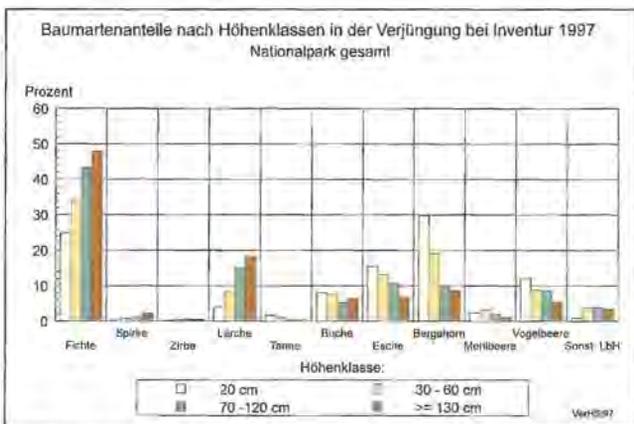


Abb. 20

Die gesamte Darstellung der Methoden, Aufnahmeparameter, Auswertungen und Ergebnisse ist im Abschlussbericht der Folgeinventur der Wälder des Nationalparks Berchtesgaden (KONNERT 1999) nachzulesen.

Anschrift des Autors:

Dr. Volkmar Konnert
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Nachführung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Biosphärenreservat Berchtesgaden (1990 und 1997)

Ulrich Kias

Zusammenfassung

Seit langem ist die Verwendung von CIR-Luftbildmaterial für die Biotoptypenkartierung in vielen Bundesländern gängige Praxis, jedoch ohne die Vereinbarung auf eine einheitliche Vorgehensweise. Entsprechend vielfältig sind die verwendeten Kartierschlüssel sowohl was die Breite als auch die Tiefe der Differenzierung angeht. Viele Kartierschlüssel sind nicht einmal bundeslandweit abgestimmt, sondern wurden projektbezogen erarbeitet. Im Zuge der Verbreitung der digitalen Verarbeitung der Kartiererergebnisse erweist sich diese Heterogenität zunehmend als Problem.

Die Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesumweltverwaltungen etablierte vor diesem Hintergrund vor einigen Jahren einen Arbeitskreis CIR-Bildflug, dessen Aufgabe die Initiierung eines einheitlichen und abgestimmten Kartierschlüssels für die luftbildgestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierung sein sollte. Seit 1993 liegt das Arbeitsergebnis im Entwurf und seit 1995 als Band 45 der Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz des Bundesamtes für Naturschutz vor (ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURSCHUTZ 1995).

Als eine der ersten Institutionen entschloss sich die Nationalparkverwaltung Berchtesgaden bereits im Jahre 1993, die in einem lokalen Codeplan für das Gebiet des Biosphärenreservats vorliegende Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Zuge eines Updates auf der Basis einer Befliegung aus dem Jahre 1990 auf den neuen, bundeseinheitlich abgestimmten Kartierschlüssel umzustellen. Inzwischen liegt auch eine weitere Nachführungskartierung aus dem Jahre 1997 vor.

Im Rahmen dieses Beitrages sollen die Erfahrungen mit dem erstmaligen Einsatz des neuen Schlüssels dargestellt sowie einige Ergebnisse der Updates 1990 und 1997 präsentiert werden.

1 Ausgangslage und Fragestellung

Der ursprüngliche Titel dieses Beitrages sollte lauten: „Die Änderungen der Biotop- und Nutzungstypen zwischen 1990 und 1997 – erste Ergebnisse“. Eine Be-

schränkung auf diese letzte Nachführungskartierung erschwert jedoch das Verständnis, sowohl was den methodischen Ansatz als auch die Interpretation der Ergebnisse angeht. Daher soll etwas weiter ausgeholt werden. Wer von Beginn an seit den 80er Jahren die Nationalparkforschung begleitet oder verfolgt hat, kennt noch den ursprünglich für die „Realnutzungskartierung“ verwendeten Begriff RN-Typ bzw. RN-NEU-Typ. Diese Bezeichnungen standen für den im Rahmen der MAB-Forschung eigens bezogen auf die Verhältnisse im Nationalpark entwickelten Kartierschlüssel für die Realnutzung. Im Laufe der Zeit stellte sich dieser Schlüssel jedoch in Teilen als problematisch heraus. Ein besonderes Problem ergab sich im Zuge der Bemühungen der Nationalparkverwaltung um eine Nachführung der damaligen Kartierung. Der „Berchtesgaden-eigene“ RN-Schlüssel repräsentiert nämlich eine Mischung aus Luftbildinterpretation und terrestrischer Kartierung. Eine Nachführung war jedoch mit vertretbarem Aufwand nur möglich, wenn diese ausschließlich oder zumindest weitestgehend aus dem Luftbild erfolgen kann.

Basierend auf einer vorgängig durchgeführten Machbarkeitsstudie (BECKER, KAISER & KIAS 1991) erhielt daher das Landschaftsinformatikzentrum am Fachbereich Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Weihenstephan im Jahre 1993 den Auftrag, zunächst anhand von 3 Testgebieten eine Strategie für die turnusmäßige Nachführung der Nutzungskartierung im Biosphärenreservat Berchtesgaden zu erarbeiten (KIAS, DEMEL & REITER 1994) und diese anschließend auf die Befliegung des Jahres 1990 anzuwenden (KIAS, DEMEL & REITER 1996).

Ursprünglich war geplant, die nachgeführte Kartierung erst später mit Hilfe eines zu entwickelnden Übersetzungsschlüssels vom bisherigen, Berchtesgaden-eigenen Codeplan in einen neuen, bundeseinheitlich abgestimmten Codeplan für die Biotop- und Nutzungstypenkartierung (ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURSCHUTZ 1995) zu übersetzen. Tab. 1 zeigt einen Auszug aus dem streng hierarchisch aufgebauten Codeplan. Aufgrund von Voruntersuchungen und Tests erwies sich dieser Weg jedoch sehr bald als nicht gangbar, da eine 1:1-Übersetzung nicht möglich war. Die Übersetzung hätte für einen nicht unerheblichen Teil des Gebietes einer erneuten Luftbildnachkartierung bedurft, um eine zweifelsfrei korrekte Datensituation zu erreichen (Abb. 1).

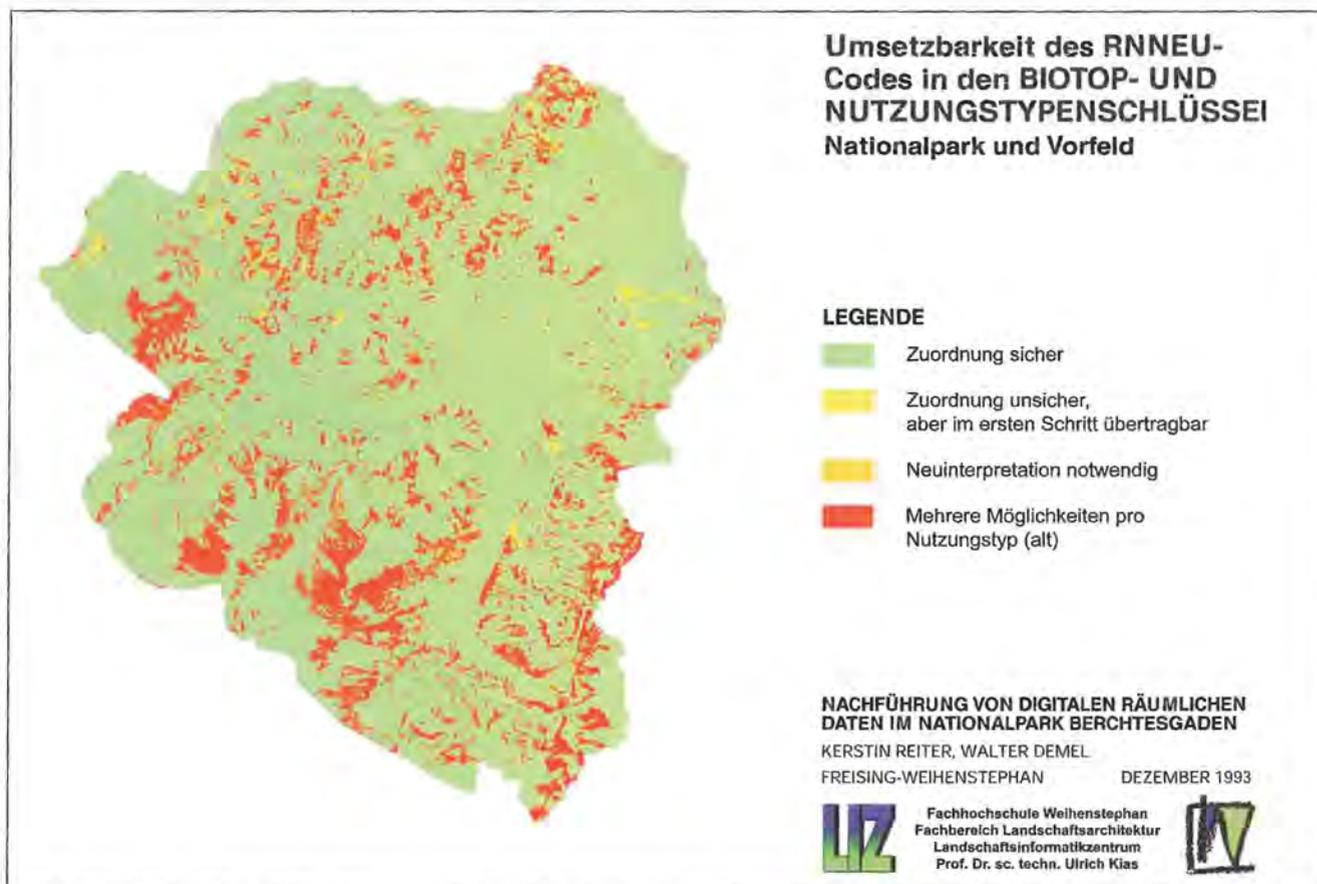


Abb. 1: Umsetzbarkeit des Berchtesgadener RNNEU-Codes in den Biotop- und Nutzungstypen-Code gemäß ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURSCHUTZ (1995).

Tab. 1: Systematik der Biotop- und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierung in der Bundesrepublik Deutschland (Beispiele).

1000	Küstenbereich
1220	Küstenwatt mit Bewuchs
2000	Binnengewässer
2510	Kleines Stillgewässer, strukturreich
3000	Moore, Sümpfe
3120	Hoch-/Übergangsmoor mit leichten Störungseinflüssen
4000	Flächen der Landwirtschaft, Staudenfluren
4100	Ackerland
4200	Wiesen und Weiden, Grünland
4300	Erwerbsgartenbau
4400	Weinbauflächen
4500	Obstplantage
4600	Baumschulen
4700	Kraut- / Staudenflur, Saum
5000	Rohbodenstandorte, Zwergstrauchheiden, Extremstandorte
5720	Schuttflur mit Bewuchs
6000	Bäume, Feldgehölze, Gebüsche
6100	Feldhecke
6200	Feldgehölz, -gebüsch
6300	Baumgruppe, Baumreihe
6400	Einzelbaum
6500	Streuobstbestand
7000	Wälder
7521	Laubmischwald, Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung
8000	Stark veränderte, gestörte Standorte; Ver- und Entsorgungsflächen
8222	Aufschüttungsfläche (Sand) mit Bewuchs
9000	Siedlung, Verkehr, Freizeit und Erholung
9117	Baumreiche Villenbebauung

2 Methodischer Ansatz für die Nachführung zur Befliegung 1990

Aufgrund der geschilderten Randbedingungen wurde festgelegt, die Nachführung im alten Codeplan und die Codeplanumstellung in einem Arbeitsgang vorzunehmen. Der erarbeitete Lösungsweg sah folgendermaßen aus (Abb. 2):

Zunächst einmal wurden aus der GIS-Datenbasis kartenblattweise Auszüge erstellt und geplottet. Diese dienten als Grundlage für den Luftbildvergleich 1980 zu 1990, für die Dokumentation der Interpretationsfehler in der Ersterfassung sowie die notwendigen Interpretationsarbeiten zur Codeplanumstellung. Alle diese Informationen wurden in den Protokollplot eingetragen und in einem Beiblatt dokumentiert.

An einem photogrammetrischen Auswertegerät erfolgte anschließend die eigentliche Digitalisierung. Die alte GIS-Geometrie wurde mit dem Luftbildstereomodell überlagert und unter Rückgriff auf den Protokollplot lagerichtig nachgeführt. Verwendung fand dabei das System APY (zur näheren Charakterisierung siehe HABERL & SCHULZ 1989), ein photogrammetrisches Gerät der Low-Cost-Klasse, dessen Funktionalität bzgl. Editierkomfort entsprechend begrenzt ist. Das Gerät wurde daher nur für die lagerichtige Geometrieerfassung genutzt, während die gesamte Nachbearbeitung an das GIS Arc Info delegiert wurde.

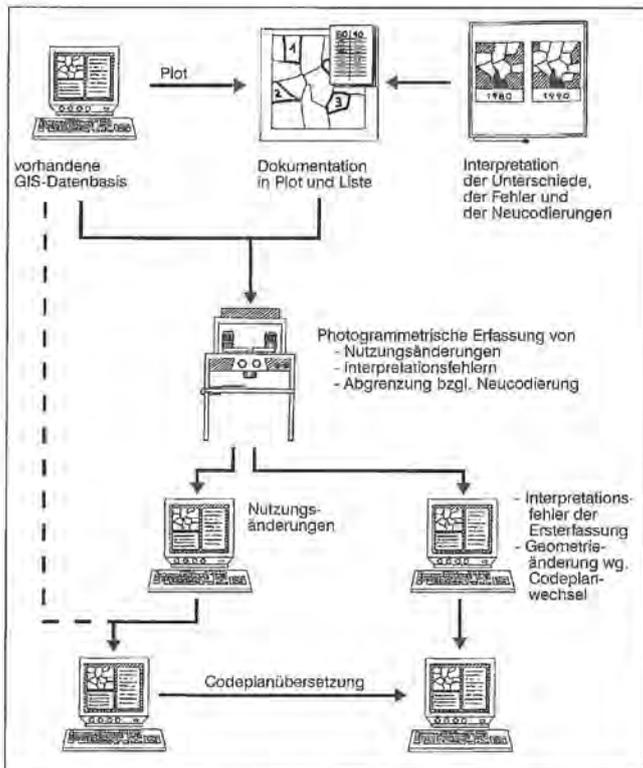


Abb. 2: Updatestrategie für die Biotop- und Nutzungstypenkartierung 1990 im Biosphärenreservat Berchtesgaden.

Dort entstanden aus den Daten der photogrammetrischen Erfassung 2 neue Datenbasen:

- Aus der vorhandenen GIS-Datenbasis und den erfassten Nutzungsänderungen entstand eine neue GIS-Datenbasis mit dem alten Codeplan.
- Diese war die Grundlage für die zweite Datenbasis. Zuerst wurden alle direkt übersetzbaren Codes vom alten in den neuen Codeplan überführt. Anschließend erfolgte die Verknüpfung mit den digital erfassten Interpretationsfehlern der Erstkartierung sowie den Geometrieänderungen, die sich durch den Codeplanwechsel selbst ergeben.

Die Interpretationssicherheit wurde für jede Fläche mitattributioniert, so dass nachvollziehbar bleibt, wie eine Fläche zu ihrer Codierung gekommen und welche Datenqualität damit verbunden ist.

3 Ergebnisse und Erfahrungen aus der Nachführung 1990

Das ursprünglich als Nachführungskartierung begonnene Projekt bekam im Verlauf der Bearbeitung zunehmend andere Züge (Abb. 3).

Änderungen der Nutzung bzw. Bodenbedeckung waren lediglich auf 7 % der Fläche des Bearbeitungsgebietes zu verzeichnen. Auf immerhin 9 % der Fläche musste

dagegen im Zuge der Codeplanumstellung eine Neuinterpretation vorgenommen werden, da eine automatische Übersetzung vom alten in den neuen Codeplan hier nicht möglich war.

Flächenmäßig den größten Anteil an der Arbeit nahm überraschenderweise die Bereinigung von Fehlern und Unklarheiten der Erstkartierung ein, entweder in Form von Fehlcodierungen oder aber in Form nicht nachvollziehbarer Abgrenzungen bei an sich richtiger Interpretation. Rund ein Viertel der Fläche war davon betroffen. Auf den ersten Blick könnte dies als „vernichtende Kritik“ an den Bearbeitern der Erstkartierung missverstanden werden. Macht man sich jedoch die Hintergründe und Randbedingungen klar, so wird diese Situation doch verständlich. Als wesentliche Gründe für die Fehler bei der Interpretation des Bestandes von 1980 können genannt werden:

- Die Bildqualität der CIR-Photos von 1980 ist teilweise erstaunlich schlecht. Die Photos sind zu dunkel oder weisen Farbverschiebungen auf.
- Die Orthophotos (s/w) weisen in Teilbereichen Ungenauigkeiten und Unschärfen auf, die durch die Montage oder durch mangelhafte Entzerrung entstanden sind. Da die Abgrenzung der Geometrien auf der Basis der Orthophotos durchgeführt wurde, konnte in diesen Bereichen folglich keine exakte Abgrenzung erreicht werden. Dieses Manko tritt bei einer photogrammetrischen Erfassung nicht auf. In Teilbereichen fehlten die Orthophotos, so dass für die Abgrenzung nur die topographische Karte verwendet werden konnte.
- Die Schneebedeckung zum Zeitpunkt der Befliegung 1980 war deutlich höher als 1990, die Vegetationsdecke konnte daher in diesen Bereichen nicht richtig erfasst werden.

Nicht zu unterschätzen ist schließlich der Aspekt, dass die Erfassung von einem eigens dazu zusammengestellten Team aus Hilfskräften mit entsprechend inhomogenem Kenntnis- und Erfahrungsstand durchgeführt wurde. Es darf daher nicht verwundern, dass bei den gegebenen Randbedingungen, zumal unter dem Zeitdruck, dem eine projektbezogene Kartierung in der Regel ausgesetzt ist, kein fehlerfreies, über jeden Zweifel erhabenes Ergebnis herauskommt.

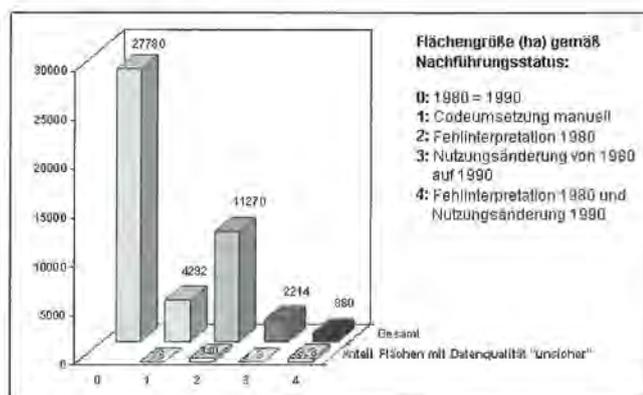


Abb. 3: Flächenbilanz der Nachführungskartierung 1990 im Biosphärenreservat Berchtesgaden.

Andererseits – auch wenn die Nachführungskartierung für sich ein hohes Qualitätsniveau mit pro Fläche attributierter Datenqualitätseinschätzung in Anspruch nimmt – muss auch klar gesehen werden, dass jede Luftbildinterpretation, insbesondere was die Grenzziehungen anbelangt, eine Abstraktion der realen Welt ist, die zwangsläufig subjektive Züge trägt. Dies gilt in besonderem Maße für Abgrenzungen in Waldbeständen, wo auch bei erfahrenen Luftbildinterpreten eine erstaunliche Schwankungsbreite verzeichnet werden muss (siehe hierzu auch die systematischen Untersuchungen an der Universität Freiburg, z. B. von ADLER 1995).

Etwa 1 % der Fläche des Bearbeitungsgebietes mußte auch nach abgeschlossener Verifizierung im Gelände in der Datenqualitätsstufe „unsicher“ verbleiben, da sich manche Bereiche aufgrund der im Hochgebirge extremen topographischen Verhältnisse einer mit vertretbarem Aufwand durchzuführenden Geländekontrolle entziehen.

Insgesamt gesehen hat sich der CIR-Kartierschlüssel als brauchbar erwiesen (siehe hierzu auch die Ausführungen bei KENNEWEG 1996). Er ist durch den streng hierarchischen Aufbau übersichtlich und gut verständlich, dabei genügend umfangreich und detailliert. Es mußten nur wenige lokale Typen ergänzt werden, um den spezifischen Verhältnissen der Berchtesgadener Hochgebirgssituation gerecht zu werden und Kartiereinheiten des alten Codeplans in den neuen „hinüberzureten“. Als problematisch hat sich lediglich das Fehlen einer Kartiereinheit „Mischwald“ (ca. je zur Hälfte Laub und Nadel) herausgestellt. Eine solche Einheit war im alten Codeplan enthalten und sollte auch weiter bestehen bleiben. Da jedoch die Hunderter-Stelle der 7000er-Kartiereinheit bereits komplett besetzt war, mußte vorläufig hierfür der noch unbesetzte Code 6900 benutzt werden, was jedoch die Systematik stört.

4 Methodischer Ansatz für die Nachführung zur Befliegung 1990

Im Sommer 1997 gab die Nationalparkverwaltung eine weitere Befliegung in Auftrag. Es wäre dabei zunächst naheliegend gewesen, die dargestellte Methodik der photogrammetrischen Auswertung (aufgrund der nicht mehr anstehenden Codeplanumstellung als reine Nachführungskartierung) erneut auf die jüngste Befliegung anzuwenden. Aufgrund der Weiterentwicklung der technischen Möglichkeiten und darauf basierend der gewandelten Bedürfnisse und Anforderungen seitens der Nationalparkverwaltung wurde jedoch ein anderer Weg gewählt, der im folgenden kurz skizziert werden soll:

1990 hatte man (auch aus Kostengründen) auf die Erstellung von Orthophotos verzichtet. Mit den heute verfügbaren GIS-Techniken und auch der damit verbunde-

nen Hardware ist es im Gegensatz zu früher kein Problem mehr, Orthophotos digital zu verwalten und diese als Hintergrundgraphik bei diversen thematischen Karten mit einzubinden. So entstand auch bei der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden der Wunsch nach dem Aufbau eines digitalen Orthophoto-Archivs für das Gebiet des Biosphärenreservats. Wenn ein solches Archiv aber vorliegt, so macht die vorher entwickelte photogrammetrische Nachführungskartierung nicht mehr unbedingt Sinn. Es wurde daher vereinbart, die Methodik umzustellen und direkt im digitalen Orthophoto zu kartieren (KIAS et al. 1999). Der Arbeitsablauf ist in Abb. 4 dargestellt.

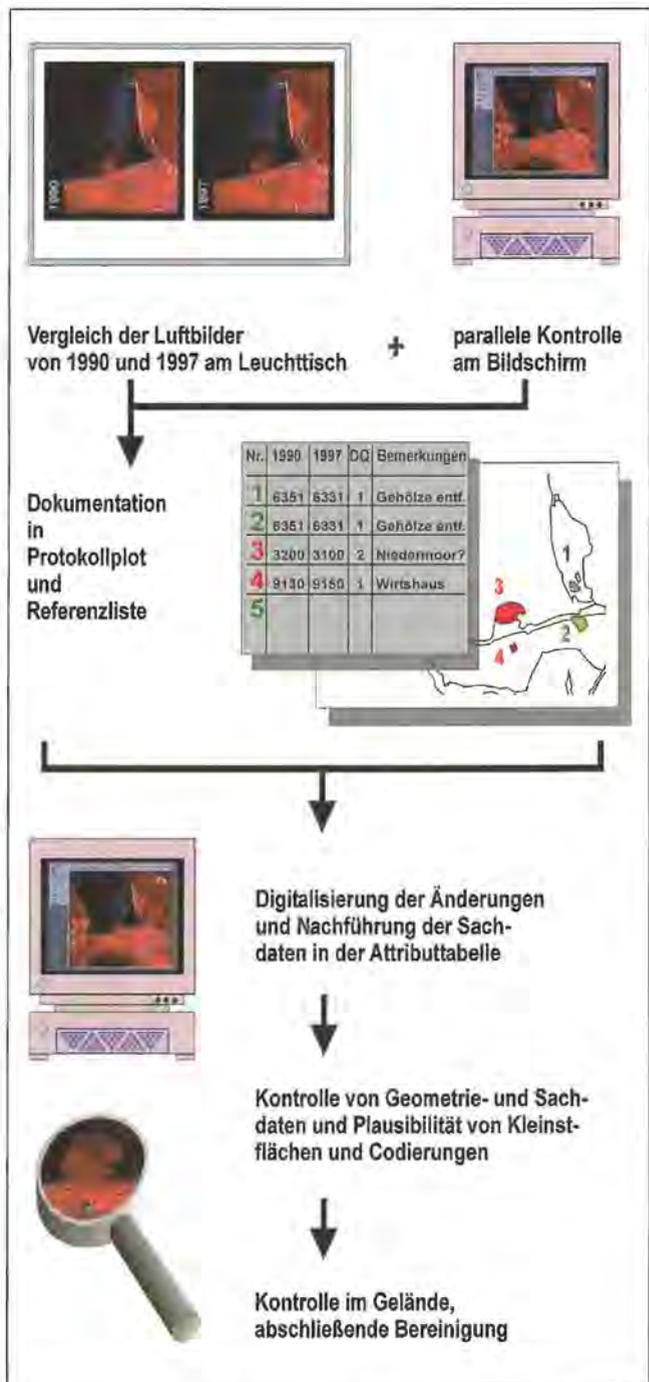


Abb. 4: Ablauf der Nachführung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung 1997.

5 Ergebnisse und Erfahrungen aus der Nachführung 1997

Die Luftbilder von 1997 wurden an zwei verschiedenen Flugtagen aufgenommen. Bedingt durch die unterschiedlichen Aufnahmebedingungen ergeben sich hierbei Vor- und Nachteile. Die hohe Wolkenbedeckung an einem der Tage führte zu Bildern mit geringerem Kontrast. Dieser Nachteil wird jedoch durch die Tatsache aufgewogen, dass verschattete Bereiche, die in früheren Befliegungen nicht interpretierbar waren, erstmals im Luftbild differenzierter dargestellt werden. In diesen Bereichen war eine Verbesserung der Abgrenzungen möglich. Auch können dort große Informationsgewinne verzeichnet werden, wo durch die spezielle Befliegungsplanung (eigene Route für den Obersee; Flugbeginn im Süden statt wie bisher immer im Norden) das stark reliefierte Gelände besser ausgeleuchtet wurde.

Bilanziert man die Änderungen lediglich auf der Ebene der Hauptnutzungsklassen (oberste Hierarchiestufe des Kartierschlüssels, so ergeben sich kaum Unterschiede zwischen den Interpretationsjahren 1990 und 1997.



Abb. 5: Verteilungsmuster der Nutzungsklassen 1990 und 1997.

Tab. 2 sowie Abb. 5 zeigen die Verteilung im Überblick. Die Verschiebungen zwischen den Nutzungsklassen liegen lediglich im Bereich einiger Dutzend Hektaren. Anders sieht es jedoch aus, wenn man die Änderungen innerhalb der Klassen genauer betrachtet. Auf insgesamt 7 % der Fläche waren solche Änderungen zu verzeichnen. Somit liegt der Umfang der Nutzungsänderungen

in der gleichen Größenordnung wie schon bei der vorhergehenden Nachführungskartierung, allerdings in diesem Falle innerhalb eines Zeitraumes von nur 7 Jahren. Rechnet man die (zahlenmäßig nicht bekannte) Veränderung zwischen 1997 und 2000 dazu, so kann angenommen werden, dass die Dynamik der Nutzungsänderungen tendenziell zugenommen hat.

Am Beispiel der Wälder sollen die Änderungen hinsichtlich der Art der Nutzungsänderungen etwas differenzierter betrachtet werden. Die Gesamtfläche aller Nutzungsänderungen im Wald macht ca. 2900 ha aus, was etwa 11 % der Waldfläche entspricht. Dies betraf rund 2400 Einzelfälle. Als wesentliche Fälle können folgende unterschieden werden:

- Sukzession/Alterung: Die natürliche Weiterentwicklung der Waldbestände machte den größten Teil der Codeänderungen im Wald aus. Der Begriff „Nutzungsänderung“ ist hier also nicht wörtlich zu verstehen. Er wird jedoch generell verwendet, wenn die im Luftbild vorgefundene Nutzung zu einer anderen Codierung führt als zum Zeitpunkt der vorherigen Befliegung.
- Verjüngung unter Schirm
- Kahlhieb, Windwurf, Totholz
- Umbau von Altbeständen
- Neuer Wald auf bisher unbestockten Flächen
- Auflockerung von geschlossenen Altbeständen

Abb. 6 gibt einen Überblick über die Anteile der genannten Nutzungsänderungen. Detailliertere Erläuterungen zu diesen sowie den sonstigen Nutzungsänderungen sind dem Projektbericht zu entnehmen (KIAS et al. 1999).



Abb. 6: Nutzungsänderungen auf Waldflächen.

Tab. 2: Verteilungsmuster der Nutzungsklassen 1990 und 1997.

NKL	Nutzungsklasse	Anzahl 1997	Fläche 1997 (ha)	Anteil in %	Anzahl 1990	Fläche 1990 (ha)	Anteil in %	Bilanz '90 - '97 (ha)
2	Gewässer	287	989	2,1	288	988	2,1	1
3	Moore	281	179	0,4	292	181	0,4	-2
4	Wiese, Acker	2058	4176	8,9	2228	4203	9,0	-27
5	Extremstandorte, Fels	5159	11512	24,6	5023	11510	24,6	2
6	Bäume, Einzelgehölze	1893	2299	4,9	1860	2192	4,7	106
7	Wälder	10484	26246	56,2	10727	26355	56,4	-109
8	Versorgung	132	57	0,1	89	50	0,1	7
9	Siedlung, Verkehr	2846	1277	2,7	2633	1256	2,7	22
	Summen		46735	100		46735	100	

Literatur

- ADLER, P., 1995: Die Zuverlässigkeit der photogrammetrischen Delinierung von Waldbeständen. Diplomarbeit am Institut für Forsteinrichtung und Forstliche Betriebswirtschaft der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, unveröffentlicht, 70 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURSCHUTZ DER LANDESÄMTER, LANDESANSTALTEN UND LANDESUMWELTÄMTER, 1995: Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn, 153 S.
- BECKER, H., KAISER, A. & KIAS, U., 1991: Methodentest zur Aktualisierung von digitalen Realnutzungsdaten an einem photogrammetrischen Auswertegerät. Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Freising-Weihenstephan
- HABERL, S. & SCHULZ, A., 1989: APY – ein geographisches Datenerfassungssystem. Vermessungswesen und Raumordnung 51 (8), S. 467 – 473
- KENNEWEG, H., 1996: Biotoptypenkartierung mit CIR-Luftbildern in den neuen Bundesländern. Allgemeine Forst Zeitschrift – Der Wald 51 (2), S. 84 – 85
- KIAS, U., DEMEL, W. & REITER, K., 1994: Nachführung von digitalisierten räumlichen Daten im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Unveröffentlichter Projektzwischenbericht, Freising-Weihenstephan
- KIAS, U., DEMEL, W. & REITER, K., 1996: Nachführung von digitalisierten räumlichen Daten im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Unveröffentlichter Abschlußbericht, Freising-Weihenstephan
- KIAS, U., DEMEL, W., FUNCK, W., SCHÄFER, D., RAUSCH, E., 1999: Erstellung eines Orthophotokataloges und Nachführung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung für das Biosphärenreservat Berchtesgaden. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Freising-Weihenstephan

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. sc. techn. Ulrich Kias
Fachhochschule Weihenstephan
Fachbereich Landschaftsarchitektur
Landschaftsinformatikzentrum
Am Hofgarten 4
D-85350 Freising-Weihenstephan
e-mail: kias@fh-weihenstephan.de

Was haben 80 Jahre Forschung im Schweizerischen Nationalpark gebracht?

Flurin Filli

Wegbereiter der Gründung des Schweizerischen Nationalparks waren die beiden Vettern Fritz und Paul Sarasin, beides Naturwissenschaftler im klassischen Sinne (BURCKHARDT 1989). Von ihren zahlreichen Studienreisen zeugen verschiedene Expeditionsberichte. Dabei konnten sie auch die Zerstörung von Naturdenkmälern eindrücklich erleben und brachten die entsprechende Sensibilität in ihre Heimat zurück (BURCKHARDT 1991). Gleichzeitig äußerte ein anderer Naturwissenschaftler, Carl Schröter, in der Neuen Zürcher Zeitung 1906 den Gedanken zur Gründung eines Nationalparks in der Schweiz. Nach langen Abklärungen und Verhandlungen konnte im Engadin 1909 die Val Cluozza als erstes Gebiet für den Nationalpark von privater Seite gepachtet werden. Zur Beschaffung der nötigen Geldmittel wurde der Schweizerische Bund für Naturschutz, die heutige Pro Natura, gegründet. Für die langfristige Sicherung war eine Beteiligung des Bundes unerlässlich. Schon im ersten Nationalparkgesetz von 1913 wird neben den naturschützerischen Anliegen auch die naturwissen-

schaftliche Absicht ersichtlich. Im Zweckartikel des ersten Nationalparkgesetzes steht:

„Art. 1. Auf dem vertraglich näher bezeichneten Gebiete der Gemeinde Zermatt wird ein schweizerischer Nationalpark errichtet, in dem die gesamte Tier- und Pflanzenwelt vor jedem menschlichen Einflusse geschützt wird. Die durch diesen Naturschutz eintretenden Änderungen werden der wissenschaftlichen Beobachtung unterstellt.“

Daraus wird deutlich, dass nicht nur der reine Naturschutz im Vordergrund stand, sondern auch der Wille, Naturprozesse zu beobachten und zu dokumentieren sowie zu verstehen. 1916 wurde von der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft (SNG) die Wissenschaftliche Nationalparkkommission (WNPK) gegründet und die Programme für die botanische, zoologische, meteorologische und die geologische/geografische Bearbeitung des Nationalparks genehmigt (BURCKHARDT 1991). In ihrem Reglement hält die WNPK folgenden Grundsatz fest:



Abb. 1: Blick in die Val Trupchun, das wildreichste Tal des Schweizerischen Nationalparks.

„Durch die SNG ist eine umfassende monographische Bearbeitung der gesamten Natur des Parkes durchzuführen, die den dermaligen Bestand des Nationalparks darstellt. Die daherigen Aufnahmen haben mindestens für eine Reihe typischer Standorte zu geschehen und unterliegen einer umfassenden Nachführung. Welche die Veränderungen und Verschiebungen der Pflanzen- und Tierwelt in ihrer qualitativen und quantitativen Zusammensetzung und in deren Lebensweise festzustellen und die Wege aufzudecken sucht, auf denen sie ihr Gleichgewicht sucht und findet.“

Aus dieser zeitlosen Absicht, die für die damalige Zeit äußerst modern und noch heute gültig ist, spricht die naturwissenschaftliche Erfahrung der Nationalparkgründer. Trotz des ersten Weltkrieges gingen die Wissenschaftler an die Arbeit. Aus der breiten Vielfalt der Arbeitsprogramme lässt sich auch erkennen, dass verschiedene Fachrichtungen ihre Arbeit aufgenommen haben. Die Resultate sollen hier nicht für alle Fachgebiete dargestellt werden, sondern anhand von drei Fallbeispielen.

Fallbeispiel 1: Rothirsche

Zur Zeit der Nationalparkgründung 1914 waren nur einzelne Rothirsche im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks anwesend. Ein Teil der Rothirsche lebte das ganze Jahr über im Nationalpark, erst nach schweren Wintern in den 1930er Jahren begannen die traditionellen Wanderungen zwischen Sommer- und Winterstandsgebiet (SCHLOETH 1974). Die Rothirschbestände sind kontinuierlich angewachsen und nach den ersten großen Wintersterben in den 1950er Jahren wurde erstmals ein Zoologe mit der Bearbeitung der Huftierfrage beauftragt. 1958 wurden unter der Leitung von Dr. Robert Schloeth die ersten Forschungsarbeiten am Rothirsch an die Hand genommen. Die Ergebnisse dieser Studien brachten wertvolle Ergebnisse über die Wanderungen und das Verhalten (SCHLOETH et al. 1960, SCHLOETH 1961, 1968, 1974). Die Frage des



Abb. 2: Dem Wintersterben zum Opfer gefallene Rothirsche wecken Emotionen (Bild: D. Denoth).

Einflusses der Rothirsche auf die Vegetationsentwicklung blieb jedoch weiterhin offen. Zudem fehlte es an einer Lösung für die außerhalb des Nationalparks zu einem Problem angewachsene Situation in den Winterständen. In einem weiteren Forschungsprojekt wurden Strategien zur Lösung erarbeitet (BLANKENHORN et al. 1979). Es wurden Vorschläge für Biotopverbesserungen außerhalb des Nationalparks erarbeitet. Das für die Jagd zuständige Inspektorat des Kantons Graubünden führte eine vorbildliche Jagdplanung für die Rothirsche im Einflussbereich des Nationalparks ein. Dabei wurde auf die räumlichen und zeitlichen Gegebenheiten geachtet, so dass keine jagdlichen Eingriffe im Nationalpark notwendig wurden. Die Kontroversen um den Einfluss der Rothirsche auf die Entwicklung im Nationalpark hielten jedoch weiter an und sind weiterhin Gegenstand von Forschungsarbeiten.

Fallbeispiel 2: Der Spöl

Die Frage der Wasserkraftnutzung am Spöl erscheint erstmals 1920. Sie wird von 1945 bis in die 60er Jahre zum Dauerthema (BURCKHARDT 1991). Die National-



Abb. 3: Spülungen der Stauseen wirken ähnlich wie natürliche Hochwasser.

parkgemeinden wollten die vertraglich zugestandene Nutzung der Wasserkraft auch im Gebiet des Nationalparks nutzen. Anfänglich unterstützte die WNPK alle Bemühungen gegen das geplante Projekt. So wurde eine Arbeit mit dem Titel „Die Einwirkung des projektierten Spölwerkes auf die Flora und Vegetation des Nationalparks“ von Werner Lüdi verfasst. Auf die Bedeutung der wissenschaftlichen Forschung in einer vom Menschen unberührten Natur wurde hingewiesen. Die Bemühungen waren vergeblich, am 7. Dezember 1958 nahm das Volk das Internationale Abkommen über die Wasserkraftnutzung an: Das geplante Projekt konnte verwirklicht werden, die Kraftwerke sind gebaut worden. Entgegen dem Vorgehen bei Naturereignissen sind hier keine Forschungsarbeiten ausgelöst worden, die das Ganze wissenschaftlich begleitet hätten. Einzig am

Inn außerhalb des Nationalparks wurden Studien aufgenommen. Diese Arbeiten konnten nach 40 Jahren abgeschlossen werden. Sie geben einen Einblick in die Auswirkungen der Kraftwerke und anderer menschlicher Tätigkeiten auf die Lebensbedingungen und Lebensgemeinschaften (NADIG et al. 1999).

Durch den Kraftwerksbau ist auch der Spölbach betroffen, der das Kerngebiet des Nationalparks durchfließt. Zwei Stauseen machen ein natürliches Wasserregime unmöglich. Bei der Festlegung der Dotierwassermenge wurde in erster Linie auf den Eindruck, den die Besucher erhalten, Wert gelegt. Die natürliche Erosions- und Reinigungswirkung war außer Kraft gesetzt. Die ersten notwendigen Spülungen der Stauseen wurden nicht wissenschaftlich begleitet. Ein Spülung von 1984 wird sogar als Katastrophe bezeichnet (REY et al. 1991). Die wissenschaftliche Begleitung der Spülungen in den Jahren 1990 und 1995 haben einen guten Einblick in die



Abb. 4: Der Fischbestand im Spöl wird vor und nach den Spülungen untersucht.

Ökologie dieses Baches gegeben. Anhand dieser Erkenntnisse konnten Verhandlungen mit den Kraftwerksbetreibern geführt werden. Dabei konnte ein natürliches Wasserregime vorgeschlagen werden. Es ergeben sich so keine Nachteile für die Unternehmung und Vorteile für die Natur.

Fallbeispiel 3: Botanische Dauerbeobachtung

Die ersten botanischen Erhebungen wurden im Schweizerischen Nationalpark 1917 durchgeführt. Dabei wurden die raschesten Änderungen auf Lägern, Weiden und Waldwiesen erwartet (BRAUN-BLANQUET 1931). Vor allem auf diesen Vegetationstypen wurden Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Bei den Aufnahmen begleiteten Bodenkundler die Botaniker, was sich als sehr nützlich erwies (BRAUN-BLANQUET 1931). Mit den anwachsenden Rothirschbeständen begann eine intensive Beweidung der nährstoffreichen Weiden un-



Abb. 5: Das Zuwachsen der Lichtung Stabelchod wird im Rahmen der botanischen Dauerbeobachtung untersucht.

terhalb der Waldgrenze. Die Artenzusammensetzung dieser Pflanzengemeinschaften veränderte sich dadurch radikal (STÜSSI 1970, KRÜSI et al. 1996, SCHÜTZ et al. 1998, ACHERMANN et al. 1999). Dabei kann eine positive Korrelation zwischen der Artenvielfalt und der sommerlichen Rothirschpopulation ($r^2=0.916$, $p<0.001$) festgestellt werden (SCHÜTZ et al. 1999). Es wird sogar ein positiver Effekt der Rothirsche auf die Keimung und Etablierung von Bäumen festgestellt (SCHÜTZ et al. 1999). Diese den Lehrmeinungen widersprechenden Ergebnisse konnten nur dank langfristiger Beobachtung gewonnen werden. Die Beziehung zwischen Rothirsch und Vegetationsentwicklung wird auch in Zukunft verfolgt werden.

Schlussfolgerungen

Grundsätzlich muss die Nationalparkforschung interdisziplinär und langfristig ausgerichtet sein. Diese Forschung hat sich im Schweizerischen Nationalpark bewährt. Darin unterscheidet sie sich von der traditionellen Hochschulforschung. Es konnten einerseits wichtige Zusammenhänge zwischen Boden, Vegetation und Meteorologie gewonnen werden, welche die weitere Entwicklung einer Forschungsrichtung geprägt hat. Diese Forschung hat später einen Einblick in mögliche Zusammenhänge zwischen Rothirschen und Vegetationsentwicklung gebracht, der die bisherigen Lehrmeinung durcheinandergebracht hat. Die Bedeutung solcher Feststellungen für das Verständnis natürlicher Zusammenhänge ist nicht zu unterschätzen. Die Nationalparkforschung hat den Verlauf einer zyklischen Entwicklung aufgezeigt. Solche Prozesse werden im Managementbereich oft als Problem betrachtet, das korrigiert werden muss (WRIGHT 1992).

Die IUCN (1994) erachtet die Zusammenarbeit zwischen Forschung und Management in Schutzgebieten als außerordentlich wichtig. Managementmaßnahmen sollten auf wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhen. Dieser Anforderung wurde die Forschung gerecht. Bei auftretenden Problemen konnten dank wissenschaftlicher Unterstützung Lösungen gefunden werden. Anhand

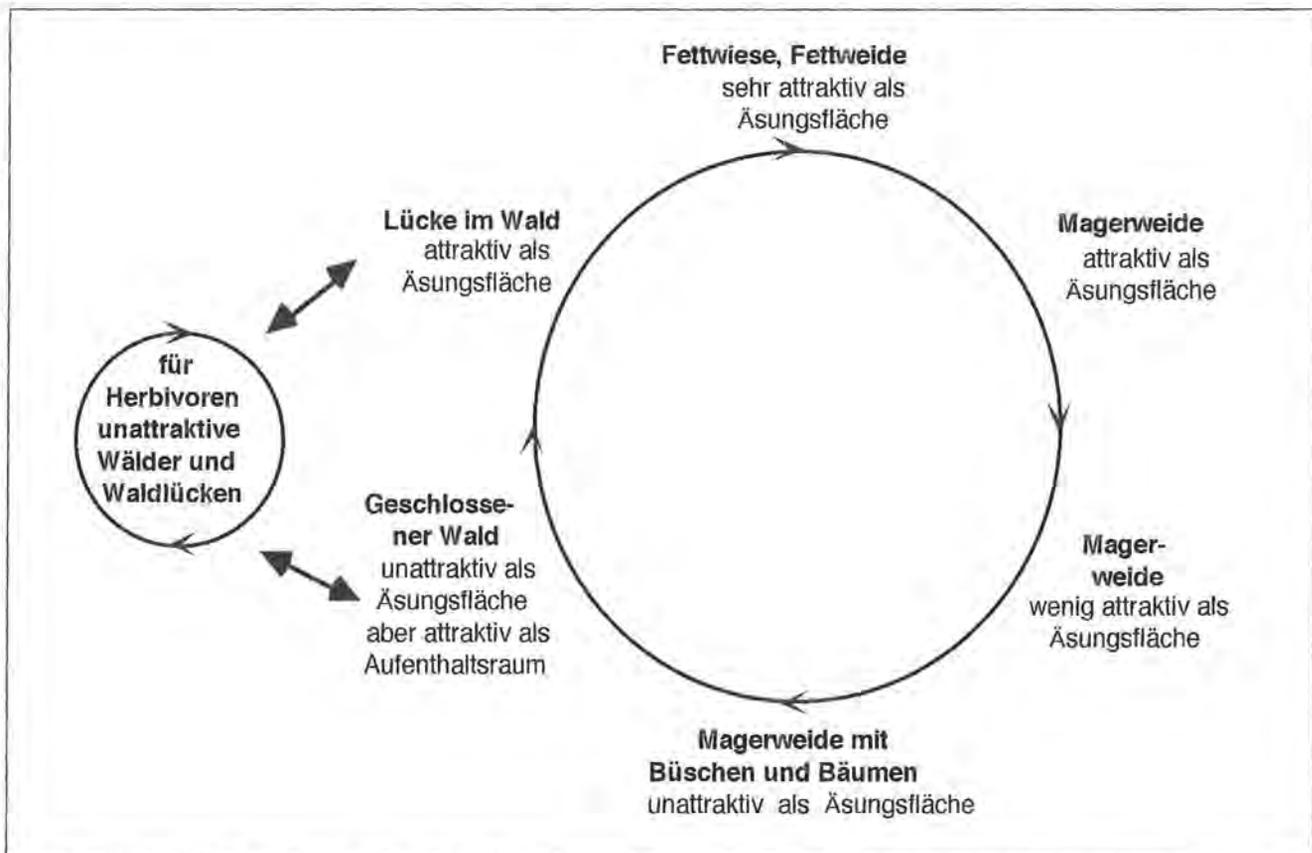


Abb. 6: Wald-Freiland-Zyklus nach KRÜSI et al. 1995.

dieser Beispiele lassen sich Problemlösungsansätze für andere Gebiete finden, die nicht nur auf wissenschaftlichen Erkenntnissen, sondern auch auf Erfahrungen basieren. So war die Jagdplanung für die Rothirsche für die damalige Zeit vorbildlich und wurde in anderen Gebieten kopiert. Die Lösung des Wasserregimes am Spöl

kann ebenfalls Vorbildcharakter haben. Nur dank den fundierten Kenntnissen konnten diese Maßnahmen mit den betroffenen Partnern diskutiert und Lösungen gefunden werden. Dieses Vorgehen ist auch beispielhaft, denn oft werden Erkenntnisse aus der Nationalparkforschung ignoriert (WRIGHT 1992).

Literatur

- ACHERMANN, G., SCHÜTZ, M., KRÜSI, B. O., WILDI, O. 1999. Long-term vegetation change in tall-herb communities. *Natl.park.-Forsch. Schweiz.*
- BLANKENHORN, H. J., BUCHLI, CH., VOSER, P., BERGER, C. 1979. Bericht zum Hirschproblem im Engadin und Münstertal. *Eidg. Oberforstinsp. Bern.*
- BURCKHARDT, D. 1991. 75 Jahre Forschung im Schweizerischen Nationalpark. In *Forschung in Naturreservaten, SANW, Bern*, 99 – 122.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1931. Vegetationsentwicklung im Schweizer Nationalpark. *J.ber. Naturf. Ges. Graubünden* 69: 3 – 82.
- IUCN. 1994. *Coordinating Research and Management to Enhance Protected Areas.* IUCN, Cambridge.
- KRÜSI, B. O., SCHÜTZ, M., GRAMIGER, H., ACHERMANN, G. 1996. Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark? Eine Studie zu Nahrungsangebot und Waldverjüngung. *Cratschla* 4: 51 – 64.
- NADIG et al. 1999. Ökologische Forschung im Unterengadin: Versuch einer Synthese. *Natl.park.-Forsch. Schweiz* 12, 16 Lfg.
- REY, P., GERSTER, ST. 1991. Wissenschaftliche Begleitung Spülung Grundablass Livigno-Stausee vom 7. Juni 1990. Makroinvertebraten und Fische. *Arbeitsberichte zur Nationalparkforschung. Wissenschaftliche Nationalparkkommission.*
- SCHLOETH, R., KLINGLER, K., BURCKHARDT, D. 1960. Markierung von Rotwild in der Umgebung des Nationalparks. *Revue Suisse de Zoologie* 68: 145 – 158.
- SCHLOETH, R. 1961. Markierung von Rotwild. *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Natl.park.* Bd 7.
- SCHLOETH, R. 1968. Analyse des Fegens und Schlagens von Rothirschen. *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Natl.park.* Bd 11.
- SCHLOETH, R. 1974. Variabilität und Abhängigkeit des Röhrens beim Rothirsch (*Cervus elaphus* L.). *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Natl.park.* Bd 11.
- SCHÜTZ, M., KRÜSI, B. O., ACHERMANN, G., GRAMIGER, H. 1998. Zeitreihenanalyse in der Vegetationskunde; Analyse und Interpretation von Einzelflächen am Beispiel von Daten aus dem Schweizerischen Nationalpark. *Bot. Helv.* 108: 105 – 124.
- SCHÜTZ, M., WILDI, O., KRÜSI, B. O., ACHERMANN, G., GRAMIGER, H. NIEVERGELT, B.(1999). Zeitliches Sukzessionsmodell für die subalpinen Weiden im Schweizerischen Nationalpark. *Natl.park.-Forsch. Schweiz.*
- STÜSSI, B. 1970. Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp La Schera 1939 – 1965. *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Natl.park.* Bd 13.
- WRIGHT, R. G. 1992. *Wildlife Research and Management in the National Parks.* University of Illinois Press.

Anschrift des Autors:

Dr. Flurin Füll
Schweizerischer Nationalpark
Nationalparkhaus Zernez
CH-7530 Zernez

Anwendungsorientierte Konzeption der Forschung im Nationalpark Hohe Tauern

Kristina Bauch

Forschung hat in den Hohen Tauern eine lange Tradition

Die Hochgebirgslandschaft der Hohen Tauern stellt über große Gebiete eine noch ursprüngliche Landschaft an der Grenze des Lebens dar, die seit jeher den Menschen faszinierte und vor allem den naturkundlich Interessierten zu wissenschaftlichen Studien anregte. So entwickelte sich bereits lange vor der Errichtung des Nationalparks in den Hohen Tauern eine rege Sammler- und Forschungstätigkeit, die in erster Linie an den Bodenschätzen orientiert war, aber auch durch erste genaue Messungen und Beobachtungen Grundkenntnisse über die Formenvielfalt und deren Bildungsbedingungen im Hochgebirge lieferte.

Die lange Tradition der wissenschaftlichen Forschung in den Hohen Tauern spiegelt sich in unzähligen Publikationen wieder. Die 1997 in der Reihe der Wissenschaftlichen Mitteilungen des Nationalparks Hohe Tauern veröffentlichte Bibliographie¹ allein über das Gebiet der Hohen Tauern im Bundesland Salzburg hat an die 6500 Zitate aus den Bereichen der Geowissenschaften, Botanik, Zoologie und Geografie zutage gefördert. Die Forschungsschwerpunkte lagen in der Vergangenheit vor allem in den Geowissenschaften sowie der Geografie. Bereits seit Jahrzehnten werden in den Hohen Tauern kontinuierlich Gletschermessungen v.a. im Bereich der Pasterze (Glocknergruppe, seit 1890) und der Granatspitzgruppe (seit 1960) durchgeführt. Einer der wichtigsten Stützpunkte für die Gletscherforschung ist die Hochgebirgsforschungsstelle Rudolfshütte auf rund 2300 mSH, die von der Universität Salzburg wissenschaftlich betreut wird.

Darüber hinaus sorgt das bereits im 19. Jahrhundert (1886) von Ignaz Rojacher, einem Rauriser Goldbergbaubesitzer, errichtete Observatorium auf dem Hohen Sonnblick auf rund 3100 mSH seit über hundert Jahren für kontinuierliche Erhebungen zu Klima, Meteorologie, Strahlenphysik und Luftchemie, aber auch Hydrologie und Gletscherkunde. Infolge der zunehmenden atmosphärischen Verschmutzung wurde das Sonnblickobservatorium zu einer der wenigen Basismessstationen, die im Rahmen des Global Atmospheric Watch

Programmes weltweit regelmäßige Messungen zu Ozon, Schwefeldioxid, Staub, etc. durchführen. Die wissenschaftliche Leitung obliegt der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in Wien.

Von Antragsforschung zur gezielten Nationalparkforschung

Heute ist die wissenschaftliche Erforschung der Hohen Tauern auch mit dem Nationalpark verknüpft. 1815 km² der großflächig noch ursprünglichen Hochgebirgslandschaft des Zentralalpenhauptkammes stehen unter jeweils landesgesetzlichem Schutz (Kärnten: seit 1984, 400 km², Salzburg: seit 1984, 805 km², Tirol: seit 1992, 610 km²). Die Erforschung des Schutzgebietes ist mittlerweile ein fest verankerter Aufgabenbereich.

Da sich der überwiegende Teil des Gebietes in privatem Eigentum befindet, stand insbesondere in den Anfangsjahren des Nationalparks Hohe Tauern die Erreichung der Zustimmung der ortsansässigen Bevölkerung zur Einrichtung und Entwicklung des Nationalparks im Vordergrund. Selten wurden mehr als 4 % der insgesamt verfügbaren Mittel für Forschungsprojekte aufgewendet. Nach wie vor werden ein Großteil der bereitgestellten Landes- und Bundesmittel zur Abdeckung der Interessen der Grundeigentümer verwendet.

Infolge der Kompetenzverteilung, dem unterschiedlichen Entwicklungsstand sowie den daraus resultierenden unterschiedlichen Prioritäten spielte sich die überwiegend naturwissenschaftlich orientierte Forschungsarbeit weitestgehend unabhängig voneinander in den drei Länderteilen des Nationalparks Hohe Tauern ab. Die finanzielle Unterstützung von Forschungsförderungsanträgen basierte auf jeweils eigenen Forschungskonzepten, die weder inhaltlich, noch hinsichtlich ihrer Zielsetzung akkordiert waren.

Die Rahmenbedingungen ändern sich

1994 kam es schließlich zur Unterzeichnung eines Staatsvertrages zwischen dem Bund und den drei Ländern, der eine koordinierte Entwicklung und einheitliche

¹ Peter Pilsl (1997): Naturwissenschaftliche Bibliographie über den Salzburger Anteil der Hohen Tauern. Wissenschaftliche Mitteilungen des Nationalparks Hohe Tauern. Sonderband 2, 667 Seiten.

Darstellung des Nationalparks Hohe Tauern nach außen bis heute sicherstellt. Zur Umsetzung dieser Vereinbarung wurde der Nationalparkrat eingerichtet, der sich aus den jeweils zuständigen politischen Vertretern des Bundes und der Länder zusammensetzt. Ihm obliegt unter anderem die Koordination all jener Planungen und Maßnahmen, die im Nationalpark Hohe Tauern landesüberschreitende Auswirkungen haben. Dazu gehört auch die Harmonisierung der wissenschaftlichen Tätigkeit im Schutzgebiet.

Im Jahre 1995 formulierte das für Nationalparks in Österreich zuständige Bundesministerium für Umwelt eine Richtlinie zur Nationalparkforschung². Auf dieser Basis sollten zukünftig die finanziellen Zuwendungen des Bundes an die österreichischen Nationalparks hinsichtlich der Forschungsförderung abhängig gemacht werden. Primär soll danach die wissenschaftliche Erforschung der Nationalparks der Umsetzung ihrer Schutzziele dienen. In der umfassenden Dokumentation der Naturausstattung sowie in der Durchführung von Langzeitbeobachtungsprogrammen wird dahingehend der geeignete methodische Ansatz gesehen.

Darüber hinaus besteht seit 1.1.1995 durch den Beitritt Österreichs zur Europäischen Union die gesetzliche Verpflichtung, die EU-Richtlinien zum Arten- und Lebensraumschutz umzusetzen und die darin festgesetzten Ziele langfristig zu erreichen. Demnach ist unter dem Namen „Natura 2000“ ein Netz besonderer Schutzgebiete einzurichten, für die die Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes für bestimmte Lebensräume und Arten von gemeinschaftlichem Interesse mit Hilfe gezielter Managementpläne sicherzustellen ist. Der Nationalpark Hohe Tauern ist als NATURA 2000 Gebiet nach beiden Richtlinien nominiert worden. (Salzburg und Tirol: Außen- und Kernzone sowohl nach der FFH- als auch der Vogelschutzrichtlinie, Kärnten: derzeit nur die Kernzone nach der FFH-Richtlinie)

Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingungen wurde 1995 von der Salzburger Nationalparkverwaltung in Zusammenarbeit mit dem Wissenschaftlichen Beirat die Erstellung eines Forschungskonzeptes³ in Richtung einer gezielten Auftragsforschung angestrengt, das 1996 im Rahmen des ersten österreichischen Symposiums zur Forschung im Nationalpark Hohe Tauern einem breiten Fachpublikum präsentiert und diskutiert wurde.

In weitere Folge wurde gemeinsam an einem länderübergreifend abgestimmten Forschungskonzept für das gesamte Schutzgebiet⁴ gearbeitet, das hinkünftig auch für die rein länderspezifischen Forschungsprojekte Gültigkeit haben sollte. Damit wurden nicht nur die jeweils eigenen Leitbilder, sondern auch die Wissenschaftlichen Beiräte der Länder aufgelöst und durch einen gemeinsamen Beirat ersetzt. Auf Basis dieses For-

schungsleitbildes erarbeitet eine aus den für Forschung und Entwicklung zuständigen Mitarbeitern der drei Verwaltungen zusammengesetzte Arbeitsgruppe laufend Vorschläge für konkrete Forschungsprojekte, die bei zustimmenden Beschlüssen der Entscheidungsgremien auch für deren Umsetzung verantwortlich zeichnet.

Ziele der Nationalparkforschung

Bedingt durch die in Mitteleuropa einzigartig große Fläche von 1788 km², welche in einem noch sehr naturnahen Bereich des österreichischen Zentralalpenhauptkammes zum Nationalpark Hohe Tauern erklärt wurde, konnte zweifellos die vor allem für langfristige Forschungsprogramme notwendigen räumlichen und zeitlichen Voraussetzungen geschaffen werden.

Neben der Erfassung der naturräumlichen Gegebenheiten, Prozesse und entscheidenden Wechselwirkungen im Hinblick auf ein langfristig wirksames Schutzgebietsmanagement, soll der Nationalpark Hohe Tauern auch der Entwicklung und Durchführung von Langzeitbeobachtungsprogrammen in weitestgehend ungestörten Hochgebirgsökosystemen dienen. Aufgrund des vorhandenen natur- und kulturräumlichen Potenzials sowie den bereits seit mehr als hundert Jahren kontinuierlich durchgeführten Klima- und Gletschermessungen im physikalisch-chemischen Bereich, bietet sich dieses Gebiet europa- bis weltweit als Referenzfläche auch für biologisch-ökologische Langzeitmessreihen am Beispiel des Hochgebirges sowie für sozio-ökonomische Fallstudien in wirtschaftlichen Grenzregionen an.

Einer der wichtigsten Stützpunkte für die mit hohem Aufwand und schwierigen Ausgangsbedingungen verbundene ökologische Forschung in den Hohen Tauern, ist zweifellos die 1989 eröffnete hochalpine Forschungsstation an der Großglocknerstrasse auf 2273 mSH. Durch ihre leichte Erreichbarkeit und ihre für die wissenschaftliche Freilandarbeit äußerst günstigen Lage inmitten der Hochgebirgsnatur des Nationalparks Hohe Tauern, stellt sie einen wichtigen Anlauf- und Treffpunkt für Forscher aller naturwissenschaftlichen Fachrichtungen dar. Wissenschaftlich betreut und geleitet wird die Nationalparkforschungsstation vom Nationalparkinstitut am Haus der Natur Salzburg, von dem bereits unzählige Initiativen und Projekte zur gezielten und langfristigen Erforschung der Hochgebirgsnatur im Nationalpark Hohe Tauern ausgegangen sind.

Die Forschungstätigkeit im Nationalpark Hohe Tauern hat also einerseits als Werkzeug zur Erreichung der prioritären Managementziele zu dienen. Andererseits soll sie aber auch Ausgangspunkt für Langzeitmessreihen zu den Ökosystemen des alpinen Hochgebirges sein. Zu den bereits etablierten abiotischen Zeitreihen hin-

2 Bundesministerium für Umwelt (1995) Forschungsrichtlinie für Nationalparks, 4 Seiten (unveröffentlicht).

3 Kristina Bauch (1996): Forschungskonzept für den Nationalpark Hohe Tauern (Salzburger Anteil), 17 Seiten (unveröffentlicht).

4 Nationalparkrat Hohe Tauern (1997): Nationalpark Hohe Tauern. Konzept Wissenschaft und Forschung, 7 Seiten (unveröffentlicht).

sichtlich der Gletscher, dem Klima und der Luftchemie werden sie eine wesentliche Ergänzung darstellen.

Die Umsetzung erfolgt in Form von gezielter Auftragsforschung auf Basis des Forschungskonzeptes von 1997. Antragsforschung, wie sie vor allem in den ersten Jahren der Nationalparkentwicklung üblich und wichtig war, wird mit Hilfe eines Kriterienkataloges nunmehr sehr restriktiv behandelt. Eine vollständige Finanzierung aus Nationalparkmitteln wird in der Regel für derartige wissenschaftliche Vorhaben nicht mehr gewährt werden.

Die Schwerpunkte

Folgende Schwerpunktbereiche sind derzeit für die Forschungsplanung im Nationalpark Hohe Tauern relevant:

Grundlagen:

Luftbild-Befliegung des gesamten Schutzgebietes (Durchführung August 1998)
Dokumentation des Forschungsstandes

Nationalpark-Management:

Luftbildinterpretation
Wildbiologische Begleitforschung in den Nationalpark-Jagdpatentrevierern (kontinuierliche Erhebungen seit 1994)
Berglandwirtschaft – Almnutzungs- und Waldnutzungs-erhebungen

Ökosystem- und Naturprozessforschung:

Vegetations-Monitoring-Programm (EU-Projekt-Antrag in Vorbereitung)
Gewässer-Monitoring-Programm

Sozio-Ökonomie:

Evaluationsstudien zu den Nationalparkangeboten v.a. im Bereich der Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit

Die Projekte

Beispiele aus der aktuellen Forschung im Nationalpark Hohe Tauern

Basisdatenerhebungen – ein Muss für eine zielgerichtete Nationalparkplanung

Eine flächendeckende Kenntnis über das naturräumliche Inventar, die aktuelle Landnutzung sowie das Nutzungspotenzial ist für die langfristige Planung sowohl im Bereich zukünftiger Förderungsschwerpunkte als auch zur Dokumentation von großräumigen Landschaftsentwicklungen im Nationalpark unerlässlich. Zu diesem Zweck gelangte 1998 eine Luftbildbefliegung des Gesamt-Nationalparks inklusive die Erstellung von Orthofotos im Maßstab 1:5000 zur Durchführung. Auf Basis dieser Grundlage wurden bereits wesentliche Projekte in Angriff genommen:

Projekttitel: **Erhebung der almwirtschaftlichen Nutzung im Nationalpark Hohe Tauern**

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: ECO – Institut für Ökologie, 9020 Klagenfurt (jungmeier@e-c-o.at)

Projektbeschreibung:

Die Almwirtschaft prägt als traditionelle landwirtschaftliche Nutzung in den Alpen großflächig die Landschaft. Generell handelt es sich dabei um eine extensive Nutzungsform. Neben der Verortung der beweideten Flächen wurden im Rahmen des Projektes Art und Intensität der aktuellen almwirtschaftlichen Nutzung auf den Teilflächen im Bereich des Almgebietes des Nationalparks Hohe Tauern festgestellt. Darüber hinaus werden die potenzielle Nutzung der Flächen und die aktuellen Trends dargestellt.

Projekttitel: **Pilotprojekt zur Luftbildinterpretation des Nationalparks Hohe Tauern**

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: Fachhochschule Weihenstephan, Zentrum für Landschaftsinformatik, D-85350 Freising; (ulrich.kias@fh-weihenstephan.de)

Projektbeschreibung:

Infrarot-Luftbilder eignen sich hervorragend als Datengrundlage für das Geografische Informationssystem. Mit ihrer Hilfe sind auch großflächig flächendeckende, homogene Datenerhebungen und -auswertungen möglich, die für eine Vielzahl von Fragestellungen aus dem Bereich eines Schutzgebietsmanagements von großer Bedeutung sind. Im Rahmen eines Pilotprojektes wurde erarbeitet, welche Parameter ein sinnvoller Typenkatalog umfassen und bis zu welcher Eindringtiefe eine flächendeckende Luftbildinterpretation über den Gesamtnationalpark Hohe Tauern erfolgen sollte.

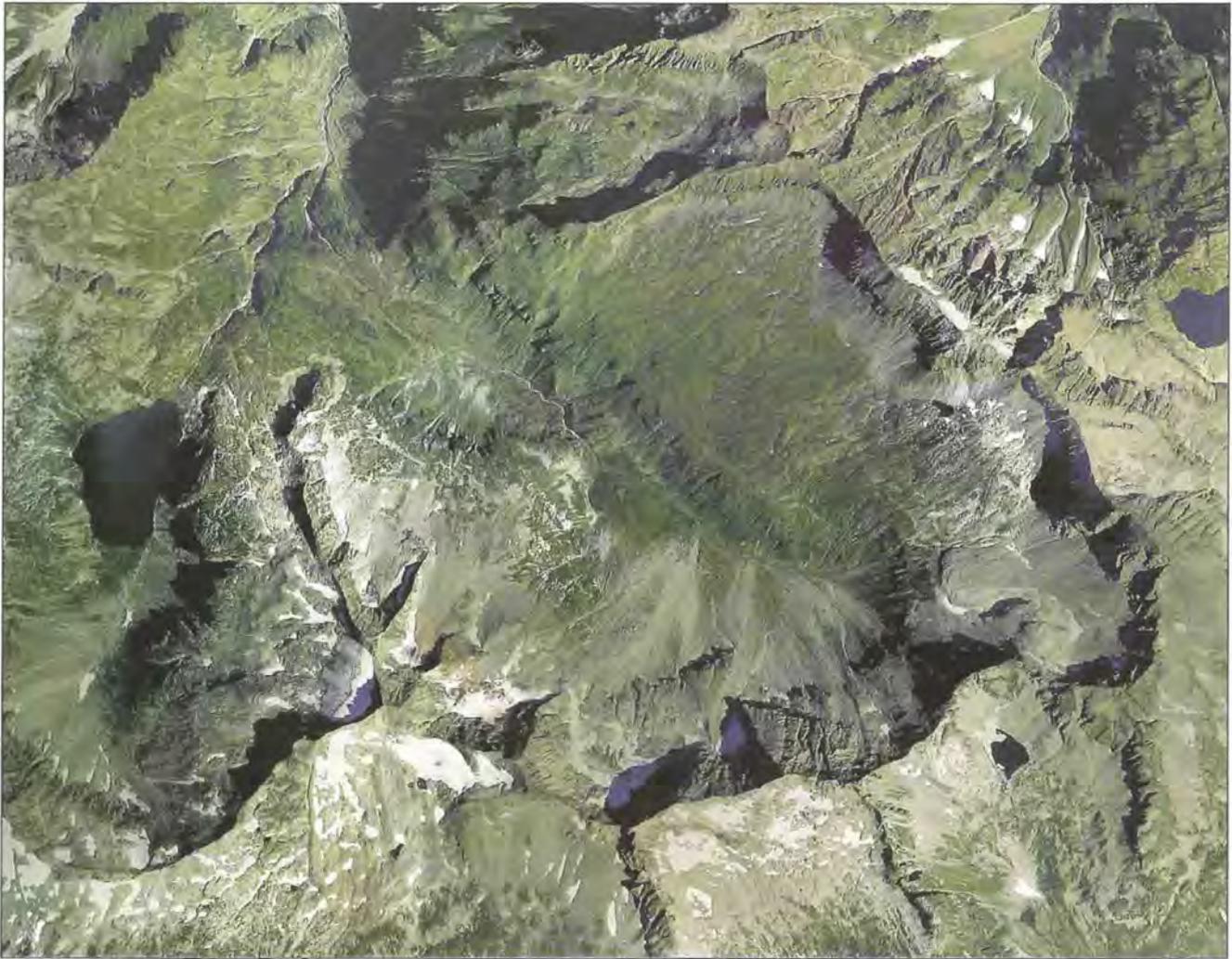
Dabei wird eine maximal mögliche Vergleichbarkeit mit anderen Gebirgsnationalparks angestrebt. Dementsprechend wird die Luftbildinterpretation über den Nationalpark Hohe Tauern auf Basis des CIR-Interpretationsschlüssels, welcher im Nationalpark Berchtesgaden Anwendung fand, konzipiert. Darüber hinaus wird auch der Schweizerische Nationalpark diese methodischen Rahmenbedingungen für seine flächendeckende Luftbildinterpretation übernehmen.

Projekttitel: **Biodiversitätsarchiv**

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: Nationalparkinstitut am Haus der Natur (robert.lindner@hausdernatur.at)

Projektbeschreibung:

Spezialdaten wie die Verbreitungsangaben zu Tier- und Pflanzenarten liegen derzeit mit sehr wenigen Ausnahmen bestenfalls in gedruckter Form vor. Oftmals sind wertvolle Daten zum Vorkommen ganzer Artengruppen noch nicht einmal publiziert. Die Ergebnisse langjähriger Sammlertätigkeit oder auch einschlägiger Gutachten liegen oft nur als unpublizierte Manuskripte vor und sind so nur für



Talschluss Hollersbachtal (Orthofoto, Luftbildbefliegung 1998).

Quelle: NP Hohe Tauern

Spezialisten mit entsprechendem Hintergrundwissen verfügbar. Anders als in vielen anderen Staaten gibt es in Österreich auch keine nationale Einrichtung zur Koordination der Erfassung eines umfassenden Naturrauminventars.

Im Biodiversitätsarchiv des Landes Salzburg sollen zukünftig alle Belege und Beobachtungsdaten des Naturkundlichen Museums Haus der Natur sowie zusätzlicher Quellen wie dem gesamten Nationalpark Hohe Tauern zentral gesammelt und verwaltet werden. Die Daten können in einem Geographischen-Informationssystem zur dynamischen Erstellung von Verbreitungskarten genutzt werden. Die dynamische Erstellung der Karten (sie werden zum Abfragezeitpunkt generiert) ermöglicht es, jederzeit die aktuellsten Verbreitungsdaten zu integrieren.

Nationalparkpachtreviere – Erkenntnisse für die Zukunft

In den Nationalparkrevieren soll Wildbestandesdynamik im Rahmen der jeweiligen Landesjagdgesetze und der gesamtökologischen Verträglichkeit zugelassen werden. In enger Zusammenarbeit mit Vertretern der Jägerschaften, den Grundeigentümern, den Berufsjägern, der Wissenschaft und zuständigen Behörden wird, teilweise in speziellen Arbeitskreisen, ein praxisbezogenes Vorgehen in den eingebundenen Revieren erarbeitet. Die

Erfahrungen werden umfassend dokumentiert und im Rahmen wissenschaftlicher Dauerbeobachtungsprogramme ausgewertet.

Projekttitel: **Wildbiologische Begleitforschung in den Nationalpark-Pachtrevieren**
 Projektgebiet: ausgewählte Reviere im Nationalpark Hohe Tauern gesamt
 Projektdurchführung: Nationalparkinstitut am Haus der Natur, 5020 Salzburg (norbert.winding@hausdernatur.at)
 Vet. Med. Universität Wien, Institut für Wildtierkunde und Ökologie, 1160 Wien (friedrich.reimoser@vu-wien.ac.at)
 Wildbiologische Gesellschaft München, D-82488 Ettal (info@wildlife-society.de)

Projektbeschreibung:
 Die Schlüsselfrage im Hinblick auf die internationale Anerkennung des Nationalparks Hohe Tauern durch die IUCN ist die derzeitige Regelung der Jagd. Da sich der Großteil des Schutzgebietes in Privatbesitz befindet und in Österreich das Jagdrecht an Grund und Boden geknüpft ist, ist eine generelle Lösung dieser Frage nicht möglich.

Bereits von Beginn an arbeitet der Nationalpark Hohe Tauern an der Lösung der Jagdfrage: einerseits durch hoheitliche Maßnahmen wie die Einrichtung von sogenannten Sonderschutzgebieten, in welchen per Verordnung bei Zustimmung des Grundeigentümers eine gesonderte jagdliche Regelung bis zu einer Stilllegung der Jagd gesetzlich festgeschrieben werden kann und durch die entsprechende Berücksichtigung des Nationalparks in den jeweiligen Landesjagdgesetzen. Andererseits durch Vertragsnaturschutzmassnahmen.

Aktuell wird der Weg beschritten, einzelne Reviere anzupachten, um dort entsprechende Mitgestaltungsmöglichkeiten auf die Art der jagdlichen Nutzung in Richtung eines Wildtiermanagements gemäß den internationalen Kriterien auszuüben. Aufgrund der unterschiedlichen Habitatqualität (z. T. beinhalten die Reviere ausgedehnte Vergletscherungen) und ehemaligen Nutzungen (ursprüngliche Bejagungsintensität, Almwirtschaft, Tourismus) sowie der Schutzwaldsituation in den einzelnen Revieren, ergibt sich insgesamt für den Nationalpark ein wertvolles Wildbeobachtungsnetz anhand von Populationen, deren natürliche Dynamik weitestgehend zugelassen wird. Regulierende Eingriffe werden unter Berücksichtigung der wildökologischen Raumplanung auf das Notwendigste reduziert. Darüber hinaus erfolgt in den angepachteten Revieren keine Bejagung von Rauhfußhühnern und Murmeltieren.

Bereits 1991 wurde vom WWF das Kärntner Seebachtal angepachtet und unter der wissenschaftlichen Leitung von Prof. Wolfgang Schröder als erstes Modellprojekt kontinuierlich bis heute betreut. Auf einer Fläche von rund 38.400 ha findet nationalparkkonformes Wildtiermanagement statt, zusätzlich gelten besondere jagdliche Regelungen in den Sonderschutzgebieten. Insgesamt entspricht das rund 22 % der Gesamtfläche des Schutzgebietes.

Die Überzahl der angepachteten Reviere sind ausgesprochene Gamsreviere, die trotz ihrer teilweise großen Flächenausmaße keinen Ganzjahreslebensraum darstellen. Soweit möglich, werden daher auch Daten und Beobachtungen aus den Nachbarrevieren in die Untersuchungen miteinbezogen.

Gegenstand der derzeitigen Untersuchungen ist, wie Gams-, Reh- und Rotwild ihren Lebensraum nutzen und ihre Habitatwahl sowie die Bestandesentwicklung von natürlichen und anthropogenen Faktoren beeinflusst wird. Die bisherigen Untersuchungsschwerpunkte widmen sich einer umfassenden Ist-Zustandserhebung und Beobachtung des Raum-Zeitverhaltens sowie der Bestandesentwicklung vorläufig über einen Zeitraum einer Jagdpachtperiode. Letztlich soll die Frage geklärt werden, ob sich durch die Änderungen in der jagdlichen Bewirtschaftung Änderungen im Wildbestand, Populationsaufbau und der Verteilung des Wildes ergeben und



Gämse im Lebensraum.

Quelle: NP Hohe Tauern



Bartgeier im Färbebad.

Quelle: NP Hohe Tauern

wie diese sich v.a. auf die Nachbarreviere auswirken.
Arten- und Lebensraumschutz – eine Aufgabe mit europaweiter Bedeutung

Immer wieder werden neue Tier- und Pflanzenarten vom Aussterben bedroht. Weltweit haben Nationalparks auch die Aufgabe übernommen, diesem für das globale ökologische Gleichgewicht und das Überleben der Menschen unzutraglichen Trend entgegenzuwirken. Maßgebliche Projekte des Nationalparks Hohe Tauern tragen dazu bei, charakteristische Vertreter der einzigartigen alpinen Fauna und Flora in Europa für die Zukunft zu bewahren:

Projekttitel: **Bartgeier-Monitoring**
Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: EGS - Verein Eulen und Greifvogelschutz, A 2286 Haringsee (bartgeier@aon.at)

Projektbeschreibung:
Von 1986 bis 2002 wurden alpenweit in Summe 114 Bartgeier-Jungvögel freigelassen, davon 35 im Nationalpark Hohe Tauern (bis 1999: 29 im Krumltal, Gemeinde Rauris, Salzburg; erstmals im Jahr 2000: 2 im Seebachtal, Gemeinde Mallnitz, Kärnten, erstmals im Jahr 2001: 2 im Gschlößtal, Gemeinde Matrei, Osttirol, erstmals im Jahr 2002: 2 im Anlaufstal, Gemeinde Bad Gastein, Salzburg). An allen Freilassungsorten in den Alpen werden die jungen Bartgeier vom Frühling bis in den Spätherbst genau beobachtet, ein internationales Beobachternetz liefert darüber hinaus alle sonstigen Daten von gezielten Beobachtungen sowie zufälligen Sichtungen aller bis dato in den Alpen freigelassenen sowie der ersten, bereits in Freiheit geborenen Bartgeier.

Sämtliche Daten werden mittels eines standardisierten Verfahrens ausgewertet und schließlich der europäischen Bartgeier-Zentraldatenbank zur Verfügung gestellt. Erst durch derartige Langzeitmessreihen kann ein Überblick über das tatsächliche Wander-, Ansiedlungs- und Brutverhalten der Bartgeier geschaffen werden.

2001 war es auch in den Hohen Tauern soweit – die erste Freilandbrut wurde in den Hohen Tauern im Kärntner Glocknergebiet beobachtet. Zwar hat diesmal keines der Jungen überlebt, der erste Brutversuch des Bartgeierpärchens ist dennoch als ein gutes Zeichen für die Zukunft zu werten.

Projekttitel: **Konzept zur Etablierung eines Steinadler-Monitorings im Nationalpark Hohe Tauern**
Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: Nationalparkinstitut am Haus der Natur, 5020 Salzburg (robert.lindner@hausdernatur.at)

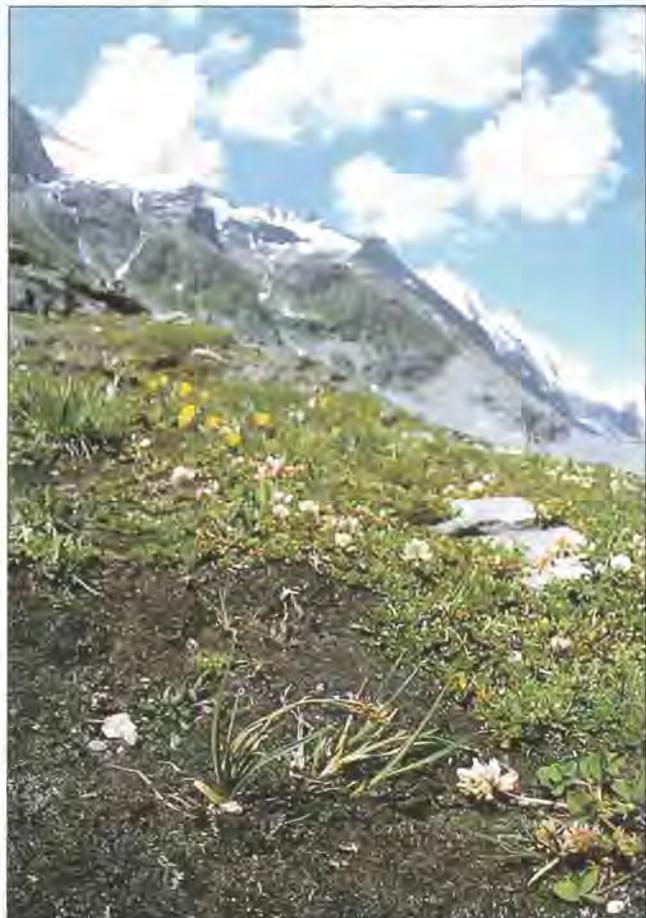
Projektbeschreibung:
Der Steinadler ist eine der Zielarten der Vogelschutz-Richtlinie (Anhang 2) und somit auch eine der Leitarten im Schutzkonzept von Natura 2000. Die Bestandsangaben über die Steinadler Population in Österreich und im Nationalpark sind nur ungenau und daher mit großen Unsicherheiten hinsichtlich des aktuellen Verbreitungs-

und Erhaltungszustandes der Gesamt-Population behaftet.

Bereits seit Gründung der staatenübergreifenden AG-Greifvögel im Netzwerk Alpiner Schutzgebiete bestehen Bemühungen in Richtung eines koordinierten Vorgehens bei der Überwachung der alpinen Steinadlerpopulationen. Auf Basis der mittlerweile gemeinsam ausgearbeiteten Richtlinien wird im Nationalpark Hohe Tauern nun ein Konzept für die Etablierung eines Steinadler-Monitorings erarbeitet.

Natura 2000 – Chance und Herausforderung

Natura 2000 steht für ein staatenübergreifendes Schutzgebietsnetzwerk, das die Erhaltung der biologischen Vielfalt Europas zum Ziel hat. Als EU-Mitgliedsstaat ist auch Österreich aufgefordert, seinen Beitrag gemäß der Vogel- und Habitatschutz-Richtlinien zu leisten. Der Nationalpark Hohe Tauern ist das hierzulande größte nominierte Vogelschutz- und FFH-Gebiet und hat damit eine nicht unerhebliche Verantwortung für eine Vielzahl prioritärer Lebensraumtypen und europaweit bedrohter Vogelarten übernommen. Um eine klare Vorstellung über eine adäquate Vollzugspraxis zu erlangen, sind die naturschutzfachlichen Defizite zu eruieren und auszuräumen. Gezielte Projekte im Nationalpark Hohe Tauern sollen gewährleisten, dass dies rechtzeitig bis zur endgültigen Einrichtung des ökologischen Netzwerkes und in Form verwertbarer Ergebnisse für die direkte Umsetzung im Schutzgebiet geschieht:



Carex bicolor im Gletschervorfeld. Quelle: NP Hohe Tauern

Projekttitel: Erfassung des alpinen Schwemmlandes mit Pionierformationen des *Caricion bicoloris-atrofuscae* in den Bundesländern Salzburg, Kärnten und Tirol

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: Institut für Ökologie am Haus der Natur, 5020 Salzburg (ifoe.office@gmx.at)

Projektbeschreibung:
Der Lebensraumtyp „Alpine Pionierformationen des *Caricion bicoloris-atrofuscae*“ zählt zu den prioritären Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie der EU (Fauna-Flora-Habitatschutz-Richtlinie). Gemäß dieser Richtlinie haben alle Mitgliedsstaaten der EU den Erhaltungszustand insbesondere dieser prioritären natürlichen Lebensräume zu überwachen und dahingehend die erforderlichen Grundlagenerhebungen und wissenschaftlichen Arbeiten anzuregen und zu fördern. Da der Wissensstand hinsichtlich Verbreitung, Ökologie und Gefährdung dieses Lebensraumtyps sehr dürftig ist, hat der Nationalpark Hohe Tauern das Institut für Ökologie Salzburg beauftragt, umfassende Erhebungen über das alpine Schwemmland mit den entsprechenden Pionierformationen im Nationalpark Hohe Tauern in Salzburg, Kärnten und Tirol durchzuführen.

Aufbauend auf umfangreichen Herbar-, Literatur- und Geländestudien, ergänzt durch eine breit gestreute Expertenbefragung, wurden jene Bereiche in Österreich erhoben, in denen Vereine des *Caricion bicoloris-atrofuscae* vorkommen. Anhand der vorliegenden Literatur wird der pflanzensoziologische Status diskutiert. Durch mehrere Eigenschaften lässt sich das *Caricion bicoloris-atrofuscae* gut von Niedermoorgesellschaften abgrenzen. Als primäre Gefährdungsfaktoren werden Veränderungen der hydrologischen Situation, die Errichtung von Anlagen, die die Lebensraumdynamik einschränken und verändern können, die Errichtung von Wegen, Furten, Parkplätzen, etc., Beweidung sowie sukzessive Verringerung der Flächengrößen erkannt.

Langzeitbeobachtungen – Bedeutung gleichermaßen für Theorie und Praxis

Ökologie als Wissenschaft vom Naturhaushalt beschäftigt sich mit Systemen, die komplex, offen und dynamisch sind. Für die Analyse dieser Systeme, insbesondere zur Abschätzung von menschlichen Eingriffen wurden verschiedene Instrumente entwickelt. Monitoring als biocoenotisch-ökologische Untersuchung in Zeitreihen ist eines dieser Instrumente, das die Analyse von Ökosystemen verbessert, die Evaluierung von Vorhersagen und Maßnahmen erlaubt sowie die Treffsicherheit von Prognosen erhöht.

Die Hohen Tauern, seit jeher Ausgangspunkt für alpine Feldforschung, belegen mit den bereits vor mehr als 100 Jahren begonnen Gletscher- und Klimamessungen im Gebiet eindrucksvoll die weitreichende Bedeutung von naturräumlichen Langzeituntersuchungen. In Ergänzung zu diesen physikalisch-chemischen Messreihen

arbeitet der Nationalpark Hohe Tauern daran, die Basis für sinnvolle ökologische Langzeitbeobachtungen zu schaffen:

Projekttitel: Vegetationsökologisches Dauerbeobachtungsprogramm im Nationalpark Hohe Tauern

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern gesamt
Projektdurchführung: ECO – Institut für Ökologie, 9020 Klagenfurt (jungmeier@e-c-o.at)
Universität Innsbruck, Institut für Zoologie, 6020 Innsbruck (leopold.fuereder@uibk.ac.at)

Projektbeschreibung:
Ziel der geplanten Forschungszusammenarbeit auf europäischer Ebene ist die Entwicklung von standardisierten Verfahren zur Dauerbeobachtung von Vegetation.

Das Vegetationsökologische-Monitoring-Programm, soll die Tauglichkeit haben, Entwicklungen des Schutzgebietes in einem hundertjährigen Zeitrahmen dokumentieren zu können. Inhaltlich und methodisch wurden folgende Ansätze ausgearbeitet:

Aus einer Vielzahl naturräumlicher Vorgänge im Schutzgebiet sollen insgesamt 10 „Leitprozesse“ ausgewählt und anhand ihrer Charakteristika beschrieben werden. Ausgehend von vorhandenen Unterlagen wird die Verteilung dieser Leitprozesse im Schutzgebiet modelliert und als Grundlage für die Flächenauswahl aufbereitet.

Methodisch wurde ein hierarchisches Design entwickelt, in dem für unterschiedliche Maßstabsebenen unterschiedliche Methoden herangezogen werden.

Im Hinblick auf die Geschwindigkeit der Entwicklungen und eine anlassbezogene Unterteilbarkeit werden vierjährige Zeitintervalle vorgeschlagen. In der Anfangsphase sollen die Erhebungen jährlich erfolgen.

Evaluierung – wichtig für die strategische Planung

Um die langfristigen Ziele in den Nationalparks zu erreichen, werden zahlreiche Maßnahmen in den verschiedensten Tätigkeitsbereichen gesetzt. Als Grundlage für die laufende Konzeption von Aktivitäten in diesen Bereichen ist die Kontrolle über den zweckmäßigen und effizienten Einsatz der verwendeten Ressourcen von entscheidender Bedeutung. Die Dokumentation der Analysen ermöglicht eine laufende Überprüfung und bietet eine wichtige Entscheidungshilfe für das laufende Management. Für eine zielgerichtete und erfolgreiche Nationalparkarbeit sind diese Daten unentbehrlich. Aktuell wurde hierzu folgendes Projekt abgeschlossen:

Projekttitel: Evaluierung der Besuchereinrichtungen des Nationalparks Hohe Tauern

Projektgebiet: Nationalpark Hohe Tauern Salzburg und Kärnten
Projektdurchführung: Institut für Tourismus und Freizeitwirtschaft, WU Wien (Andreas.Zins@isis.wu-wien.ac.at)

Projektbeschreibung:

In den Nationalparkbereichen Salzburg und Kärnten wurde 2001 die besucherseitige Wahrnehmung und Inanspruchnahme verschiedener Infrastruktureinrichtungen des Nationalparks Hohe Tauern erfasst. Von Juni bis September 2001 wurden die unterschiedlichen Besucherzielgruppen des Nationalparks mit Hilfe eines schriftlich zu beantwortenden Fragebogens befragt. Die Beurteilung der ausgewählten Nationalparkeinrichtungen wurde anhand einer 5-teligen Schulnotenskala unterzogen. Keine der Einzelbewertungen fiel dabei schlechter als 2,0 aus, woraus sich grundsätzlich ein gutes Zeugnis aus Besuchersicht ableiten lässt. Am besten schnitt das Sommerprogramm ab, das am stärksten von der persönlichen Atmosphäre der Nationalparkbetreuer getragen wird. Der Stellenwert der NP-Betreuer für ein nachhaltiges positives Besuchererlebnis im Sinne des Nationalparks kann daraus unmittelbar abgeleitet werden.

Obwohl ein nachrangiges Managementziel gemäß den Richtlinien der IUCN, stellt die Nationalpark-Forschung nachweislich eine wesentliche Aufgabe von Großschutzgebieten dar. Der Nationalpark Hohe Tauern ist demnach ein wichtiger Impulsgeber für wissenschaftliche Aktivitäten aus den unterschiedlichsten Fachgebieten. Durch seine praxisorientierte Projektförderung und der gezielten Zusammenarbeit mit leistungsstarken Partnern ist eine erfolgreiche Entwicklung dieses Schutzgebietes auch in Zukunft garantiert. Neben dem nun am Beginn seiner Umsetzung stehenden Projekt zum Biodiversitätsarchiv des Nationalparks Hohe Tauern, wird bereits ein weiteres Zukunftsprojekt im Bereich der Nationalpark-Forschung diskutiert: die Einrichtung eines länderübergreifenden Forschungs- und Dokumentationszentrums in der Salzburger Nationalparkregion.

Anschrift der Autorin:

Mag. rer. nat Kristina Bauch
Forschungskoordination
Nationalparkverwaltung Hohe Tauern
Kaprunerstrasse 7
A 5700 Zell am See
AUSTRIA
e-mail: kristina.bauch@salzburg.gv.at

Genetische Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden

Monika Konnert

1 Begriffsbestimmungen

Der Begriff „Biodiversität“ impliziert neben der Vielfalt der Arten und der Lebensräume auch die Vielfalt der Erbanlagen, d. h. die genetische Vielfalt. Sie bildet die Grundvoraussetzung für die evolutionäre Anpassungsfähigkeit einer Population an sich ändernde Umweltfaktoren. Populationen und Arten setzen sich aus genetisch unterschiedlichen Individuen (Genotypen) zusammen. Der Genotyp bestimmt das Potenzial eines Individuums, ein bestimmtes Merkmal auszudrücken, während das tatsächlich verwirklichte Erscheinungsbild (Phänotyp) und die Vitalität (Fitness) auch von der Umwelt abhängen.

Genetische Variation beinhaltet – auch im forstgenetischen Kontext – die Variation der Erbeigenschaften einzelner Individuen (z.B. Einzelbaum) sowie die Variation innerhalb und zwischen Populationen. Aussagen über die genetische Variation von Waldbäumen beziehen sich auf den meist mit sogenannten Genmarkern untersuchten Teil der Erbanlagen. In forstgenetischen Studien werden häufig Isoenzym-Genmarker eingesetzt und zunehmend auch molekulare Marker. Isoenzyme stehen in eindeutiger Beziehung zu der Basenabfolge bestimmter Abschnitte der DNS, den Genen. Man kann somit von den Enzymen unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung aber gleicher katalytischer Funktion, den Isoenzymen, auf unterschiedliche Varianten eines Gens, Allele genannt, schließen. Trägt ein Baum an einem Genort zwei gleiche Allele, so ist er an diesem Genort **homozygot**, im gegenteiligen Fall aber **heterozygot**. Der **Heterozygotiegrad** eines Baumes zeigt den Anteil heterozygoter Genorte unter den untersuchten an.

Durch die Untersuchung einer repräsentativen Stichprobe eines Bestandes kann auf die Art und Häufigkeit unterschiedlicher Genotypen und Allele in der Population, d.h. auf ihre genetische Struktur, geschlossen werden. Eine Waldbaumpopulation ist genetisch umso **vielfältiger**, je mehr Genotypen und Allele sie enthält. Ihre **Diversität** ist jedoch umso größer, je gleichmäßiger diese genetischen Typen verteilt sind. Die Unterschiede in den genetischen Strukturen zwischen zwei Populationen werden über den **genetischen Abstand** quantifiziert. Er zeigt an, welchen relativen Anteil genetischer Typen man austauschen müßte, um aus der genetischen Struktur einer Population die der zweiten zu erhalten.

Für Waldökosysteme ist genetische Variation ein essentieller Stabilitätsparameter, denn Bäume bzw. Baumpopulationen sind vergleichsweise langlebige und ortsbundene Organismen, die nur überleben können, wenn sie nicht nur an den derzeitigen Zustand angepasst sind, sondern sich auch an neue Zustände anpassen können. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass mitteleuropäische Nadel- und Laubbaumarten im Vergleich beispielsweise zu krautigen Dicotyledonen einen doppelt so hohen, im Vergleich zu Säugetieren sogar einen fünffach höheren durchschnittlichen Heterozygotiegrad aufweisen (DEGEN 1996).

In den letzten beiden Jahrzehnten wurden für viele Baumarten „genetische Inventuren“ durchgeführt. Durch die Analyse zahlreicher Bestände aus vielen Teilbereichen des Verbreitungsgebietes einer Baumart nach derselben Methode, konnten Kenntnisse über das Ausmaß genetischer Variation innerhalb der Art gewonnen werden. Im Rahmen solcher Inventuren wurden von dem Bayerischen Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht, Teisendorf mittels Isoenzymanalyse auch Waldbaumpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden untersucht. Gerade in einem Nationalpark sind die Bemühungen zum Erhalt der genetischen Ressourcen, als Grundlage der natürlichen Entwicklung, wichtig.

2 Genetische Untersuchungen an Fichtenpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden

Die erste Untersuchung zu genetischen Aspekten im Nationalpark wurde von RUETZ und BERGMANN (1989) durchgeführt und bezog sich auf Fichten aus unterschiedlichen Höhenlagen. Es sollte festgestellt werden, ob durch isoenzymatische Analysen zwischen autochthonen und nichtautochthonen Fichten unterschieden werden kann. Als autochthon wurden 16 Fichten eingestuft, die in schwer zugänglichen Hochlagen ab 1400 m (Watzmann, Hochkalter, Reiteralm, Kühroint/Archenkopf) stockten und deren Habitus dem einer typischen Hochlagenfichte entsprach. Zum Vergleich wurden 6 Fichten aus einem tiefer gelegenen Bestand bei Herrenroint hinzugezogen, von dem angenommen

wurde, dass er mit hoher Wahrscheinlichkeit mit Pflanzenmaterial aus tieferen Lagen begründet worden war, sowie 8 Fichten aus dem auf ca 800 m gelegenen Klausbachtal. Gleichzeitig wurde auch eine Saatgutprobe eines Tieflagenbestandes (Oberdill – 600 m) untersucht.

Die genetische Struktur wurde an vier Enzym-Genorten bestimmt. Darunter war der Genort „Saure Phosphatase“, an dem BERGMANN (1978) in verschiedenen Alpenregionen höhenlagenabhängige Allelverteilungen nachgewiesen hatte. Die Ergebnisse im Nationalpark deckten sich mit den Feststellungen aus den früheren Untersuchungen von Bergmann:

- die ihrem Phänotyp nach als „autochthone Hochlagen“ eingestuft Fichten zeigten nur die erwarteten Hochlagen-Genotypen;
- die Fichten von Kühroint und Herrenroint wiesen neben den Hochlagen- auch Tieflagen-Genotypen auf;
- die Fichten aus dem Klausbachtal enthielten mindestens ein, im überwiegenden Fall aber zwei Tieflagen-Allele;
- in der Saatgutprobe aus Oberdill wurden nur Tieflagen-Genotypen gefunden.

Dieses durchaus interessante und wichtige Ergebnis war durch die Analyse von nur 30 Probestämmen erhalten worden, die aus verschiedenen Populationen stammten, so dass das Übertragen auf Bestandesniveau in dem Sinne „autochthoner Bestand – ja oder nein?“ nicht möglich war. Deshalb wurden 1992/1993 im Rahmen des bei dem Nationalpark Berchtesgaden bearbeiteten Projektes „Integralp“ von dem ASP weitere Untersuchungen an 4 Fichtenvorkommen mit insgesamt 87 Probestämmen aus verschiedenen Höhenlagen vorgenommen:

- Klausbachtal 800 m 25 Probestämme
- Herrenroint 1200 m 26 Probestämme
- Archenkopf 1400 m 25 Probestämme
- Mooslahner 1500 m 11 Probestämme

Ziel dieser Untersuchungen war es festzustellen, wie groß die genetischen Unterschiede zwischen den Populationen mit unterschiedlichem Anteil erkennbarer

Hochlagenfichten sind, und ob die Ergebnisse an dem Genort SAP-B auch bei diesem erweiterten Probematerial zutreffen. Neben dem Genort SAP-B wurden diesmal noch 21 weitere Genorte untersucht.

Die Ergebnisse von RUETZ und BERGMANN (1989) wurden durch diese Untersuchung dahingehend bestätigt, dass in den tieferen Lagen die „Tieflagen-Allele“ SAP-B3 und SAP-B4 viel häufiger waren, als in den höheren Lagen und die beiden Hochlagen-Genvarianten SAP-B1 und SAP-B2 von 20 % im Klausbachtal auf 70 % in den Beständen Archenkopf und Mooslahner zunahm (Abb. 1). Dabei fand sich aber auch bei den beiden letztgenannten jeweils ein Baum mit reinem „Tieflagen-Genotyp“ (B4B4). Eine eindeutige Trennung auf Bestandesebene, im Sinne der An- bzw. Abwesenheit bestimmter Typen ab einer bestimmten Höhenlage wurde also nicht erzielt (KONNERT 1992).

Der genetische Abstand, d.h. die genetischen Unterschiede zwischen den Populationen nahmen mit zunehmendem Höhenunterschied zu. Der Gesamtabstand zwischen „Klausbachtal“ und „Herrenroint“ war nur halb so groß als der zwischen „Klausbachtal“ und „Archenkopf“ bzw. „Mooslahner“.

Im Rahmen eines von der EU geförderten, länderübergreifenden Projektes zur genetischen Variation der Nadelbaumarten in den Hochlagen der Alpen wurde auch im Nationalpark Berchtesgaden, Distrikt XV Funtensee und XVII Schrainbach ein Höhentransekt mit drei Probestflächen in 1000 m, 1500 m und 1800 m eingerichtet, wo die Baumarten Fichte, Lärche, Latsche und Zirbe untersucht werden. Das ASP bearbeitete in diesem Projekt die Baumart Fichte. Latsche und Lärche wurden von der LMU Freising, die Zirbe an der UNI Wien untersucht. Pro Baumart und Probestfläche wurden 100 Altbäume und 150 Nachkommen aus Naturverjüngung beprobt. Da das Probematerial diesmal aus Knospen bestand (eine Samenernte an 100 Fichten pro Fläche ist aus finanziellen Gründen nicht durchführbar), konnte das System „Saure Phosphatase“, das nur in Samengewebe aktiv ist, nicht analysiert werden. Es wurden insgesamt 24 Genorte untersucht, davon 21 die auch schon

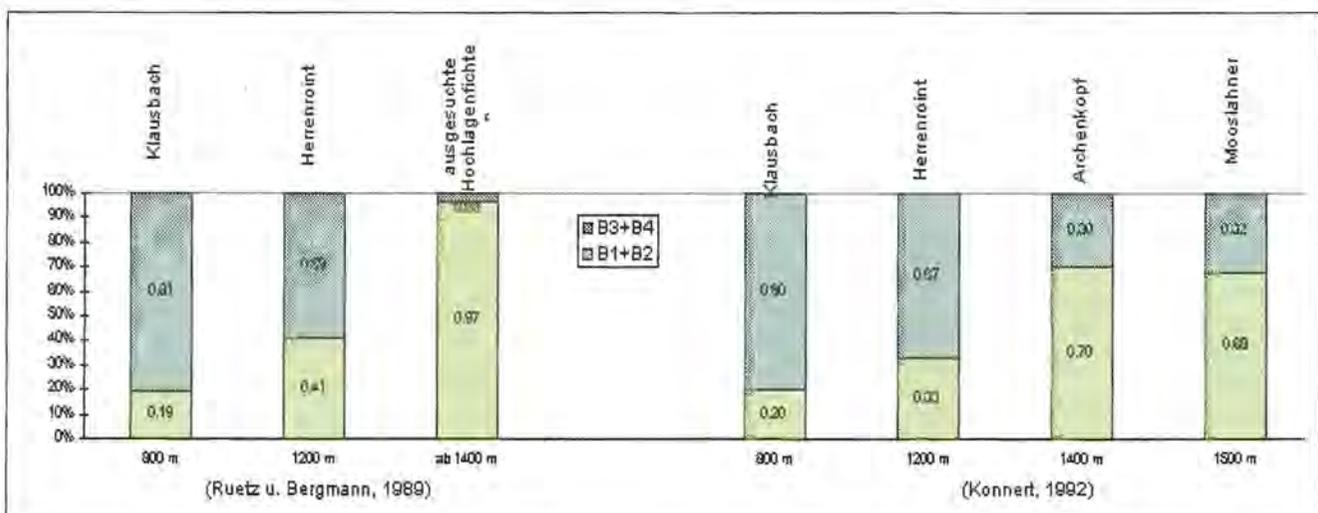


Abb. 1: Allelhäufigkeiten am Genort SAP-B in Fichtenpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden.

in der weiter oben genannten Untersuchung einbezogen waren. Es zeigte sich auch hier eine Zunahme des genetischen Abstands mit zunehmendem Höhenabstand. Dieser beträgt nur 2,1 % zwischen dem Bestand auf 1000 m und dem auf 1500 m und 3,4 % zwischen dem Bestand auf 1000 und dem auf 1800 m.

Was die genetische Variation innerhalb der einzelnen Fichtenpopulationen betrifft, so führten die beiden letztgenannten Studien in der Tendenz zu ähnlichen Ergebnissen. Wegen der unterschiedlichen Art der Probenahme, der unterschiedlichen Anzahl der Probestämme und untersuchten Genorte sind die Ergebnisse der beiden Studien nur in der Tendenz, nicht aber in den absoluten Werten der Parameter, die die innerpopulationalen Variation quantifizieren, vergleichbar. Aus der Tabelle 1 ist ersichtlich, dass die genetische Vielfalt mit der Höhenlage abnimmt. Das heißt, in den höchsten Lagen sind weniger Genvarianten zu finden als in den tieferen. Dies kann eine Folge von Anpassungsprozessen sein, die die Träger bestimmter Genvarianten nicht überlebt haben.

Die Population aus dem Klausbachtal hat die vergleichsweise höchste Vielfalt, Diversität und Heterozygotie, während die Population vom Mooslahner durch sehr niedrige Werte der Vielfalt, Diversität und vor allem Heterozygotie auffällt. Bei dem Transekt am Funtensee ist überraschenderweise der am tiefsten gelegene Bestand genetisch am wenigsten variabel. Das gleiche Ergebnis – die vergleichsweise niedrigste Variation bei ca. 1000 m – wurde in einem ähnlichen Transekt im Forstamt Oberammergau erhalten. Möglicherweise ist in den vergleichsweise tieferen Lagen (900–1000 m) ein stärkerer menschlicher Einfluss zu verzeichnen, als in den höher gelegenen Beständen (1400–1500 m), so dass diese geringere Variation zumindest teilweise anthropogen bedingt sein könnte (MÜLLER-STARCK et al. 1998). Im Vergleich mit den Beständen aus Oberammergau und auch mit anderen Beständen aus dem Alpenraum, die hier nicht näher angeführt sind, kann die Variation innerhalb der Fichtenbestände aus dem Nationalpark als im oberen Drittel eingestuft werden, ein durchaus positiv zu bewertender Zustand, der für ein vergleichsweise hohes Anpassungspotenzial spricht.

Die Fichtenpopulationen aus dem Nationalpark zeigen hinsichtlich der Art und Häufigkeit der Genvarianten große Ähnlichkeit mit anderen Fichtenpopulationen aus dem Alpenraum und Voralpengebiet. Genvarianten und

Strukturen, die z.B. für den östlichen Teil des Verbreitungsgebietes der Fichte charakteristisch sind, und die auch in den Ostbayerischen Mittelgebirgen gefunden wurden, fehlen. Selbst wenn die Bestände des Nationalparks nicht alle aus Naturverjüngung hervorgegangen sein sollten, so kann doch davon ausgegangen werden, dass vorwiegend regionales Vermehrungsgut eingebracht wurde und nicht solches aus weit entfernten Gegenden. Dass auch ein Transfer aus Tieflagen in Hochlagen stattfand, muss aufgrund der Ergebnisse am Genort SAP-B angenommen werden.

Die Zunahme der genetischen Unterschiede mit zunehmendem Höhenunterschied ist ein Indiz für umweltbedingte, höhenlagenabhängige Anpassungsprozesse, deren Folge genetische Strukturänderungen auf Populationsebene sind. Wie weiter oben erwähnt, ist aufgrund der vergleichsweise hohen innerpopulationalen Variation von einem hohen Potenzial zur Anpassung auszugehen.

3 Genetische Untersuchungen an Berg-Kiefern aus dem Wimbachgries

In dem zu dem Nationalpark gehörenden Wimbachtal, zwischen Watzmann- und Hochkaltermassiv, sind aufrechte und kriechende Formen der Berg-Kiefer (*Pinus mugo*) in unmittelbarer Nachbarschaft anzutreffen (Abb. 2).

Experten stellen schon seit langem die Frage, ob es sich hier um zwei verschiedene Unterarten der Berg-Kiefer, nämlich um die Latsche (*Pinus mugo ssp. mugo*) und die Moor-Berg-Kiefer (*Pinus mugo ssp. rotundata*), oder sogar um ein endemisches Vorkommen der in den Westalpen und Pyrenäen beheimateten Haken-Berg-Kiefer (*Pinus mugo ssp. uncinata*) handelt (LIPPERT et al. 1987, S. 90; HEGI 1981, S. 101). Eine klare Antwort konnte bislang nicht gegeben werden. Nicht auszuschließen ist auch, dass es im Wimbachtal aufgrund besonderer standörtlicher Voraussetzungen nur zu einer Entfaltung der Formenvielfalt der Latsche (*Pinus mugo ssp. mugo*) gekommen ist.

Tab. 1: Genetische Variation in 7 Fichtenpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden*.

Herkunft	Waldort	Höhe (m)	Gen. Vielfalt A/L	Gen. Diversität		Heterozygotie H_a
				v	v_{gam}	
Nationalpark Berchtesgaden	Schrainbach	1000	2,30	1,25	388,4	19,9
	Sigretplatte	1500	2,26	1,25	410,1	19,3
	Funtensee	1800	2,22	1,25	440,8	20,2
Nationalpark Berchtesgaden	Klausbach	800	2,05	1,27	173,1	22,1
	Herrenpoint	1200	2,00	1,23	101,8	18,1
	Archenkopf	1400	1,95	1,23	89,0	18,6
	Mooslahner	1500	1,79	1,21	61,8	15,8



Abb.2: Aufrechte und kriechende Formen der Berg-Kiefer im Wimbachgries.

1978 wurde das Bayerische Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht Teisendorf mit dem Programm zur Erhaltung seltener Baum- und Straucharten beauftragt. Im Rahmen dieser Generhaltungsmaßnahme wurde das Berg-Kiefern-vorkommen im Wimbachtal in Beerntungsaktionen miteinbezogen. Damit stellte sich erneut die Frage nach der „richtigen Art“. Sollte man aufrechte und streichende Formen getrennt beernten? Sollte die Beerntung nur als ex-situ Generhaltungsmaßnahme betrieben werden oder aber auch zum Zwecke der Vermehrung und Verbreitung?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden neben Untersuchungen der Zapfenform (als wichtiges Unterscheidungsmerkmal) isoenzymatische und molekulargenetische Methoden angewandt, um zu sehen, ob sich streichende und aufrechte Formen in ihren Erbanlagen unterscheiden. Die Zapfenform spricht dafür, dass es sich im Wimbachgries überwiegend um Latsche (*Pinus mugo ssp. mugo*) handelt, unabhängig von der Wuchsform.

Für die genetischen Untersuchungen wurden von 61 kriechenden und 61 aufrechten Exemplaren Knospen in Winterruhe und von 12 davon auch Nadeln entnommen. An dem Knospenmaterial wurden isoenzymatische Analysen durchgeführt, die Nadeln dienten zur Analyse der Chloroplasten-DNS. Um Anhaltspunkte über die genetische Variation (Art und Häufigkeit von Genvarianten) von *Pinus mugo ssp. mugo* bzw. *Pinus mugo ssp. rotundata* zu erhalten, wurden zusätzlich noch drei Saatgutpartien an denselben Genorten wie die Knospenproben untersucht: eine Saatgutprobe aus dem Vorkommen im

Wimbachgries, eine Probe aus einem Latschenvorkommen (*Pinus mugo ssp. mugo*, kriechende Form) aus dem Forstamt Schliersee und eine Probe aus einem Vorkommen der Moor-Berg-Kiefer (*Pinus mugo ssp. rotundata*, aufrechte Form) aus dem Forstamt Landsberg (KONNERT et al. 1999).

An den 14 untersuchten Genorten wurden insgesamt 50 unterschiedliche Einzellocus-Genotypen nachgewiesen. 45 davon fanden sich sowohl in dem Kollektiv der aufrechten als auch in dem der streichenden Formen, vier nur im Kollektiv der aufrechten Formen und einer nur im Kollektiv der streichenden Formen. In allen Fällen fanden sich diese 5 Genotypen allerdings nur bei einem Exemplar (Häufigkeit von 1,6 %), so dass bei dem Stichprobenumfang von 61 Individuen pro Kollektiv davon ausgegangen werden muß, dass dies ein Zufallsergebnis ist und nicht ein Hinweis auf ausgeprägte genetische Unterschiede. An den 12 polymorphen Genorten gibt es zwischen den beiden Kollektiven auch keine Unterschiede in der Art der Genvarianten. Die Genorte IDH-A und LAP-A sind in beiden Kollektiven auf die gleiche Genvariante fixiert (vgl. Tab. 2). Die beiden Kollektive unterscheiden sich an keinem der variablen (polymorphen) Genorte statistisch signifikant in ihren genotypischen (Häufigkeitsverteilung der Genotypen) und genischen (Häufigkeitsverteilung der Allele; vgl. Tab. 2) Strukturen. Dementsprechend ist der genetische Abstand gering: der mittlere genotypische Abstand beträgt 4,5 %, der mittlere allelische Abstand 2,1 %. Ein Vergleich mit den genetischen Strukturen der Samenproben an den 14 Enzym-Genorten zeigte klar, dass das

Tab. 2: Allelhäufigkeiten (in %) an 14 Genorten in dem Kollektiv der streichenden und aufrechten Formen der Berg-Kiefer im Wimbachgries.

Genort	Allel	Form	
		streichend	aufrecht
AAT-B	B ₁	2,5	1,6
	B ₂	16,4	16,4
	B ₃	1,6	3,3
	B ₄	79,4	79,7
AAT-C	C ₁	2,5	3,3
	C ₂	31,1	32,0
	C ₃	59,0	58,1
	C ₄	7,4	6,6
ACO-A	A ₂	84,4	89,3
	A ₃	15,6	10,7
IDH-A	A ₁	100,0	100,0
LAP-A	A ₂	100,0	100,0
LAP-B	B ₂	93,4	94,2
	B ₃	2,5	2,5
	B ₄	4,1	3,3
MNR-A	A ₁	6,6	5,8
	A ₂	66,4	72,1
	A ₃	27,0	22,1
6-PGDH-A	A ₂	95,9	94,3
	A ₃	4,1	5,7
6-PGDH-B	B ₁	13,9	14,8
	B ₂	86,1	85,2
PGM-B	B ₂	77,0	75,4
	B ₄	23,0	24,6
MDH-B	B ₁	98,4	99,2
	B ₂	1,6	0,8
MDH-C	C ₁	18,9	18,9
	C ₂	81,1	81,1
SKDH-A	A ₁	1,6	0,8
	A ₂	50,8	58,2
	A ₃	42,7	37,7
	A ₄	4,9	3,3
SKDH-B	B ₁	97,5	99,2
	B ₂	2,5	0,8

Vorkommen im Wimbachgries genetisch der Latsche ähnlicher ist als der Moor-Berg-Kiefer.

Auch bei den molekulargenetischen Untersuchungen an der Chloroplasten-DNS wurden keine klaren genetischen Unterschiede zwischen den Individuen unterschiedlicher Wuchsform gefunden. An den sechs untersuchten DNS-Bereichen wurden 11 Varianten nachgewiesen, ohne dass sich deutliche Unterschiede in der Verteilung dieser Varianten auf aufrechte und kriechende Formen zeigten.

Die fehlenden Unterschiede sowohl an den Isoenzymgenorten als auch an den Mikrosatelliten der Chloroplasten-DNS sprechen, ebenso wie die Untersuchungen der Zapfenform dafür, dass es sich bei den kriechenden und aufrechten Typen der Bergkiefer im Wimbachgries überwiegend um Spielarten derselben Unterart, u. zw.

Pinus mugo ssp. mugo, handelt. Ein endemisches Vorkommen der Haken-Berg-Kiefer (*Pinus mugo ssp. uncinata*) im Wimbachgries kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Anzunehmen ist ein genetischer Einfluss der Moor-Berg-Kiefer (*Pinus mugo ssp. rotundata*), die in den Mooregebieten der Umgebung zu finden ist. Da die Unterarten (*ssp. mugo* und *ssp. rotundata*) sehr nah verwandt sind, kommt es relativ häufig zu Bastardierungen untereinander (HEGI, 1981, S. 100). Die dadurch von der Moor-Berg-Kiefer eingebrachte genetische Information könnte mitverantwortlich sein für das Ausbilden aufrechter Stammformen. Nicht auszuschließen ist ferner, dass es im Laufe der Zeit im Wimbachgries zu einer genetischen Selektion zugunsten aufrechter Formen gekommen ist.

Im Rahmen des bereits bei der Fichte erwähnten EU-Projektes zur genetischen Variation in alpinen Waldökosystemen wird für jede Baumart auch eine sogenannte „intensive Fläche“ eingerichtet, in der eine Vollaufnahme auf einer Fläche von 1-2 ha vorgenommen wird, die Position jedes Baumes vermessen und eine Fülle zusätzlicher Parameter erhoben werden. Diese Flächen dienen der Simulation der Entwicklung genetischer Strukturen, der Analyse des Paarungssystems, etc. Ausgehend von den vorliegenden Analysen und der Notwendigkeit weiterer Untersuchungen zur Klärung der Artfrage wurde für Latsche diese Fläche im Wimbachtal durch den Lehrbereich Forstgenetik der LMU, der die Projektleitung innehat, eingerichtet und beprobt. Daraus sind zu der Problematik der aufrechten und streichenden Latschen neue Erkenntnisse zu erwarten.

4 Genetische Untersuchungen an Buchenpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden

1995/1996 wurde an dem ASP ein durch die Bayerische Staatsforstverwaltung gefördertes Projekt zur genetischen Variation der Buche in Bayern bearbeitet (KONNERT 1997). In die Untersuchungen wurden 112 Bestände aus 13 Wuchsgebieten Bayerns einbezogen. Aus 43 Beständen waren von jeweils ca 100 Altbäumen Knospenproben zur Analyse gewonnen worden. Darunter waren auch 4 Buchenbestände aus dem Nationalpark Berchtesgaden u. zw.:

1. Distr. VIII Seewände, Abt. 1 Büchsenkopf – 620–1000 m (ca. 800 m) – 99 Probebäume
2. Distr. XVIII Eis, Abt. 2 Binderschlag – 650–900 m (ca. 700 m) – 100 Probebäume
3. Distr. XXI Wimbach, Abt. 5 Stanglahner – 750–900 m (ca. 850 m) – 78 Probebäume („Wimbachschloss-Allee“)
4. Distr. XXIV Hintersee-Sonnseite, Abt. 6 Mühlstur – 1000–1350 m (ca. 1250 m) – 103 Probebäume

Von weiteren 69 Beständen wurden Eckerproben eingesammelt und untersucht. Im folgenden wird die genetische Variation in den vier Buchenbeständen aus dem Nationalpark sowohl untereinander als auch mit der anderen 39 untersuchten Altbestände aus ganz Bayern verglichen. Analysiert wurden 16 Genorte.

In Tab. 3 sind die Werte von Parametern, die die Variation innerhalb der Bestände beschreiben, für die vier Bestände aus dem Nationalpark eingetragen. Neben den Werten für die vier Bestände aus dem Nationalpark sind auch die niedrigsten und höchsten Werte angegeben, die bei den 43 bayerischen Beständen gefunden wurden. Die genetische Vielfalt bezieht sich dabei auf die Anzahl unterschiedlicher Genvarianten, die im betreffenden Bestand an den 16 untersuchten Genorten gefunden wurden. Die genetische Diversität berücksichtigt neben der Anzahl auch die Häufigkeit der identifizierten Genvarianten. D.h. je größer der Wert von A/L ist, je mehr Genvarianten finden sich im Bestand; je größer die Werte von v bzw. v_{gem} sind, umso gleichmäßiger sind die Häufigkeiten dieser Varianten verteilt.

Tab. 3: Werte der genetischen Vielfalt, Diversität und Heterozygotie in vier Buchenpopulationen aus dem Nationalpark Berchtesgaden.

Bestand	Vielfalt A/L	Diversität		Heterozygotie
		v	v_{gem}	
Büchsenkopf	2,75	1,32	168	24,4
Binderschlag	2,31	1,33	189	25,0
Stanglahner	2,37	1,32	176	24,4
Mühlsturz	2,56	1,31	153	24,1
<hr/>				
Bayern gesamt min (43 Altbestände)	2,12	1,27	88	22,0
max	2,75	1,37	308	27,0

Die genetische Vielfalt ist im Bestand „Büchsenkopf“ mit 2,75 am höchsten unter allen 43 untersuchten bayerischen Beständen. Das heißt in diesem Bestand wurden die meisten Genvarianten nachgewiesen. Auch der Bestand „Mühlsturz“ liegt mit 2,56 noch im oberen Bereich was die Vielfalt betrifft. Weniger Allele finden sich in den Beständen Binderschlag und Stanglahner – im Vergleich mit den anderen 41 Populationen liegen sie aber auch noch im mittleren Bereich. Bezüglich der Diversität und der Heterozygotie zeigen die vier Bestände des Nationalparks nur wenig Unterschiede und liegen auch hier im mittleren Bereich.

Der Bestand Stanglahner ist ein Buchenhain am ehemaligen Jagdschloss der bayerischen Könige. Dies ist die einzige unter 43 Populationen, bei der an jedem Genort mehr heterozygote Genotypen gefunden wurden als unter panmiktischen (Zufallspaarung) Verhältnissen erwartet. Der Bestand unterscheidet sich an mehreren Genorten von den anderen drei Berchtesgadner Beständen

in der Art und/oder Häufigkeit der Genvarianten. In ihm fehlen einige Genvarianten, die sich in den drei anderen Beständen aus dem Nationalpark finden (z.B. ACO-B4, LAP-A1, SKDH-A2), dagegen tritt eine zusätzliche Variante auf, die im Alpenraum extrem selten ist (NDH-A3). Dies deutet darauf hin, dass bei der Anlage dieses Buchenhaines nicht nur Material aus der Umgebung verwendet wurde. Der Heterozygotenüberschuss spricht für selektive Vorgänge, möglicherweise schon bei der Auswahl des Vermehrungsgutes.

Die umfangreichen isoenzymatischen Untersuchungen der Buche aus ganz Bayern lieferten wichtige Hinweise auf den Einfluss von unterschiedlichen Standortfaktoren auf genetische Variationsmuster der Buche. Danach unterscheiden sich insbesondere Buchenpopulationen aus den Alpen und den Hochlagen des Bayerischen Waldes von den übrigen, in Bayern untersuchten Vorkommen. Dies zeigt sich vorrangig an den Genorten PGM-A und GOT-B. Die Populationen aus dem Nationalpark passen in dieses „geographische Variationsmuster“ und sind denen anderer Buchenbestände aus den Alpenhochlagen vergleichbar. Anpassungsvorgänge an die extremen und heterogeneren Standortbedingungen der Hochlagen dürften dafür verantwortlich sein. Ähnliches wurde nämlich auch für Buchen in den Hochlagen des Schwarzwaldes festgestellt (LÖCHELT und FRANKE 1995). Indizien für höhenlagenabhängige Anpassungsprozesse fanden sich, wie unter Punkt 2 gezeigt, auch bei den Fichtenpopulationen des Nationalparks.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die „genetische Qualität“ der vier Buchenpopulationen aus dem Nationalpark als zufriedenstellend angesehen werden kann. Sie tragen die für den Alpenbereich spezifische genetische Information und das Ausmaß ihrer genetischen Variation ist dem anderer Populationen der Alpen-Hochlagen vergleichbar. Angezweifelt werden muss die Authochthonie der Buchen aus der „Wimbachschloß-Allee“.

Schlußwort

Der Erhalt der Waldökosysteme impliziert auch die Erhaltung ihrer genetischen Komponente. Dies muss in Naturschutzgebieten aber auch in Wirtschaftswäldern ein wichtiges Anliegen sein. Es ist noch wenig untersucht, ob naturbelassene Waldbaumpopulationen auch die Funktion von Generhaltungsreservaten ausfüllen und wie sich die Dynamik der genetischen Variation in diesen Populationen gestaltet. Die angeführten Ergebnisse sind die erste, wenn auch noch sehr begrenzte Bestandsaufnahme der genetischen Komponente von Waldbaumpopulationen in diesem Schutzgebiet. Der anstehende Vergleich der Fichtenaltbestände mit ihrer Naturverjüngung in dem Höhentransekt aus dem EU-Projekt wird erste Daten zur Weitergabe der genetischen Information liefern. Ähnliches wäre auch für die

Buche durch eine Inventur der Naturverjüngung in den bereits untersuchten Buchenbeständen sinnvoll. Ein weiterer, wichtiger Aspekt wäre eine genetische Inventur der Altbäume und der Naturverjüngung bei der Weißtanne, wo eine Anteilserhöhung sowohl über natürliche als auch über künstliche Verjüngung angestrebt wird, um den durch die Salinenwirtschaft bedingten Rückgang wettzumachen.

Die vergleichende Betrachtung der natürlichen Dynamik genetischer Strukturen in Naturwäldern und Wirtschaftswäldern ist auch wichtig und sinnvoll bei der Erarbeitung objektiver Kriterien für eine genetisch nachhaltige Waldbewirtschaftung (HUSSENDÖRFER und KONNERT 1999). In diesem Sinne sollten Nationalparks und Waldschutzgebiete für die forstgenetische Forschung offen sein und intensiver als bisher genutzt werden.

Literatur

- BERGMANN, F. 1978: The allelic distribution at an Acid Phosphatase Locus in Norway Spruce (*Picea abies*) along similar climatic gradients. *Theor. and Applied Genetics* 52, 57–64.
- DEGEN, B. 1996: Modellgestützte Systemanalyse der Dynamik adaptiver Potenziale von Baumpopulationen. Götting. Forstgen. Berichte 20, 150 S.
- HEGL, G. 1981: Illustrierte Flora von Mittel-Europa; Band 1. Teil 2. Paul Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.
- HUSSENDÖRFER, E., KONNERT, M. 2000: Untersuchungen zur Bewirtschaftung von Weißtannen- und Buchenbeständen unter dem Aspekt der Erhaltung genetischer Variation. *Forum Genetik-Wald-Forstwirtschaft*. Birmensdorf, Okt. 1998. *For. Snow. Landsc. Res.* 75, 1/2, 187–204.
- KONNERT, M. 1992: Isoenzymanalysen an Fichten aus dem Nationalpark Berchtesgaden. *Untersuchungsbericht der LSP, LSP; Nationalparkverwaltung Berchtesgaden*.
- KONNERT, M. 1997: Untersuchungen zur genetischen Variation der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Bayern. *Abschlussbericht zu Kuratoriumsprojekt P25. LWF/LSP*.
- KONNERT, M., LUDWIG, A., VENDRAMIN, G. 1999: Über die „aufrechten Berg-Kiefern“ im Wimbachgries – Nationalpark Berchtesgaden. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt*, 64, 119–129.
- LIPPERT, W., SPRINGER, S., WUNDER, H. 1997: Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks. *Forschungsbericht* 37, 126 S.
- LÖCHELT, S., FRANKE, A. 1995: Bestimmung der genetischen Konstitution von Buchenbeständen (*Fagus sylvatica* L.) entlang eines Höhentransektes von Freiburg auf den Schauinsland. *Silvae Genetica* 44, S. 312–318.
- MÜLLER-STARCK, G., KONNERT, M., HUSSENDÖRFER, E. 2000: Empfehlungen zur genetisch nachhaltigen Waldbewirtschaftung-Beispiele aus dem Gebirgswald. *Forum Genetik-Wald-Forstwirtschaft*. Birmensdorf, Okt. 1998. *For. Snow. Landsc. Res.* 75, 1/2, 29–50.
- RUETZ, W.F., BERGMANN, F.: 1989: Möglichkeiten zum Nachweis von autochthonen Hochlagenbeständen der Fichte (*Picea abies*) in den Berchtesgadener Alpen. *Forstw. Cbl.* 108, 164–173.

Anschrift der Autorin:

Dr. Monika Konnert
Bayerisches Amt für
forstliche Saat- und Pflanzenzucht
Forstamtsplatz 1
D-83317 Teisendorf

Geologische Forschung im Nationalpark Berchtesgaden

Ewald Langenscheidt

Geschichte der geologischen Erforschung

Geologische Forschungen besitzen in Bayern eine lange Tradition. Schon 1792 erschien von MATHIAS V. FLURL eine „Beschreibung der Gebirge von Bayern und der oberen Pfalz“, welche auch eine erste gesteinskundliche Karte beinhaltete, bei der aber der Berchtesgadener Raum aus politischen Gründen – Berchtesgaden war damals Fürstprobstei – nicht berücksichtigt wurde, obwohl FLURL in Zusammenhang mit den anderen damals sehr wichtigen Salzlagerstätten auch Berchtesgaden besuchte. Wenige Jahre später veröffentlichte er an anderer Stelle jedoch seine Erkenntnisse und Eindrücke aus den Besuchen in Berchtesgaden.

Mitte des 19. Jahrhunderts wurden von GÜMBEL mehrere Arbeiten bekannt, die sich mit dem bayerischen Alpenanteil beschäftigten. Vor ca. 100 Jahren veröffentlichte E. BÖSE seine Arbeiten aus den Salzburg-Berchtesgadener Kalkalpen, die schon speziell auf einzelne Gebirgsstöcke und die Stratigraphie der Trias eingingen. Danach wurden von verschiedenen Autoren Arbeiten zu einzelnen Themenkomplexen, die das Berchtesgadener Land betreffen, publiziert, auch erste nähere Untersuchungen zur tektonischen Situation wurden veröffentlicht. Insgesamt standen in dieser Zeit tektonische Fragestellungen im Mittelpunkt; über die Torrener-Joch-Zone südlich des Jenners wurde z. Teil kontrovers diskutiert, wie auch über den gesamten Baustil der Alpen. Ein erster geologisch-botanischer Führer erschien 1927 von SCHERZER, wobei die speziellen Verhältnisse des Berchtesgadener Landes nach damaligem Kenntnisstand sehr detailliert beschrieben wurden. Mit der Veröffentlichung der „Geologischen Verhältnisse des Gebirges um den Königssee“ von LEBLING, HABER, HOFFMANN, KÜHNEL & WIRTH (1935) wird für lange Zeit ein Maßstab vorgegeben, der bis in unsere Zeit Bestand haben sollte. Die dieser Arbeit beigelegte geologische Karte wurde als „Lebling-Karte“ berühmt. In den fünfziger Jahren wurden vor allem von österreichischer Seite Arbeiten zu Tektonik und Stratigraphie aus den Salzburger Kalkalpen publik. Während der sechziger Jahre beschäftigten sich dann zahlreiche Arbeiten der Berliner Schule mit speziellen Problemen zu Fazies, Stratigraphie und Tektonik ausgewählter Gebiete des Berchtesgadener Landes. Ein Höhepunkt in dieser Zeit wird durch die Habilitationsschrift von ZANKL (1969) markiert: „Der Hohe Göll, Aufbau und Lebensbild eines

Dachsteinkalkkrieffes in der Obertrias der Nördlichen Kalkalpen“ trägt wesentlich zum Verständnis der mächtigen Kalkbildungen in den Berchtesgadener Alpen bei. Weitere Arbeiten verschiedener Autoren zu unterschiedlichen Fragestellungen folgen, aber erst mit der Einrichtung des Nationalparks Berchtesgaden 1978 wurde wieder eine systematische geologische Neuaufnahme des gesamten Gebietes angegangen.

Die dabei erzielten Ergebnisse und neuen Erkenntnisse sind zu umfangreich um ausführlich dargestellt werden zu können. Beispielhaft seien nur die Olistholith-Tektonik des Fagstein durch LANGENSCHIEDT (1981), die Erstbeschreibung der Skythisch-anisischen Karbonatfazies durch MERZ (1987) und die Interpretation des sedimentär-tektonischen Geschehens um den Hohen Göll durch BRAUN (1997) erwähnt. Diese und zahlreiche andere Ergebnisse sind in die Geologische Karte des Nationalparks Berchtesgaden mit eingeflossen, die 1998 erschienen ist. Die Veröffentlichungen von GAWLICK et al. (1999) bzw. GAWLICK (2000 cum lit.) sowie die Arbeit von MISSONI et al. (2000, Erstbeschreibung der Sillenkopfschichten, Nationalpark Berchtesgaden) brachten wiederum neue differenzierte Erkenntnisse, besonders was das tektono-sedimentäre Geschehen im oberen Mittel-Jura und Ober-Jura anbelangt.

Begleitend dazu wurden naturräumliche Gefahrenkarten erarbeitet, eine geochemische Charakterisierung der verbreitetsten Festgesteine vorgenommen und ingenieurgeologische Untersuchungen angestellt. Ebenso wurden im Hinblick auf die standörtlichen Verhältnisse bodenkundliche Arbeiten durchgeführt, was insgesamt eine umfangreiche und umfassende Interpretation der geologisch-geoökologischen Verhältnisse im Nationalpark Berchtesgaden ermöglicht.

Die erdgeschichtliche Entwicklung des Nationalparks Berchtesgaden

– ein Überblick, der die Ergebnisse der Forschungen der letzten Jahrzehnte zusammenfasst
(verändert nach dem Manuskript zu den Erläuterungen der Geologischen Karte des Nationalparks Berchtesgaden. LANGENSCHIEDT 1997).

In dem noch terrigen beeinflussten Ablagerungsraum beginnt die Schichtenfolge mit dem tiefjuvavischen Ha-

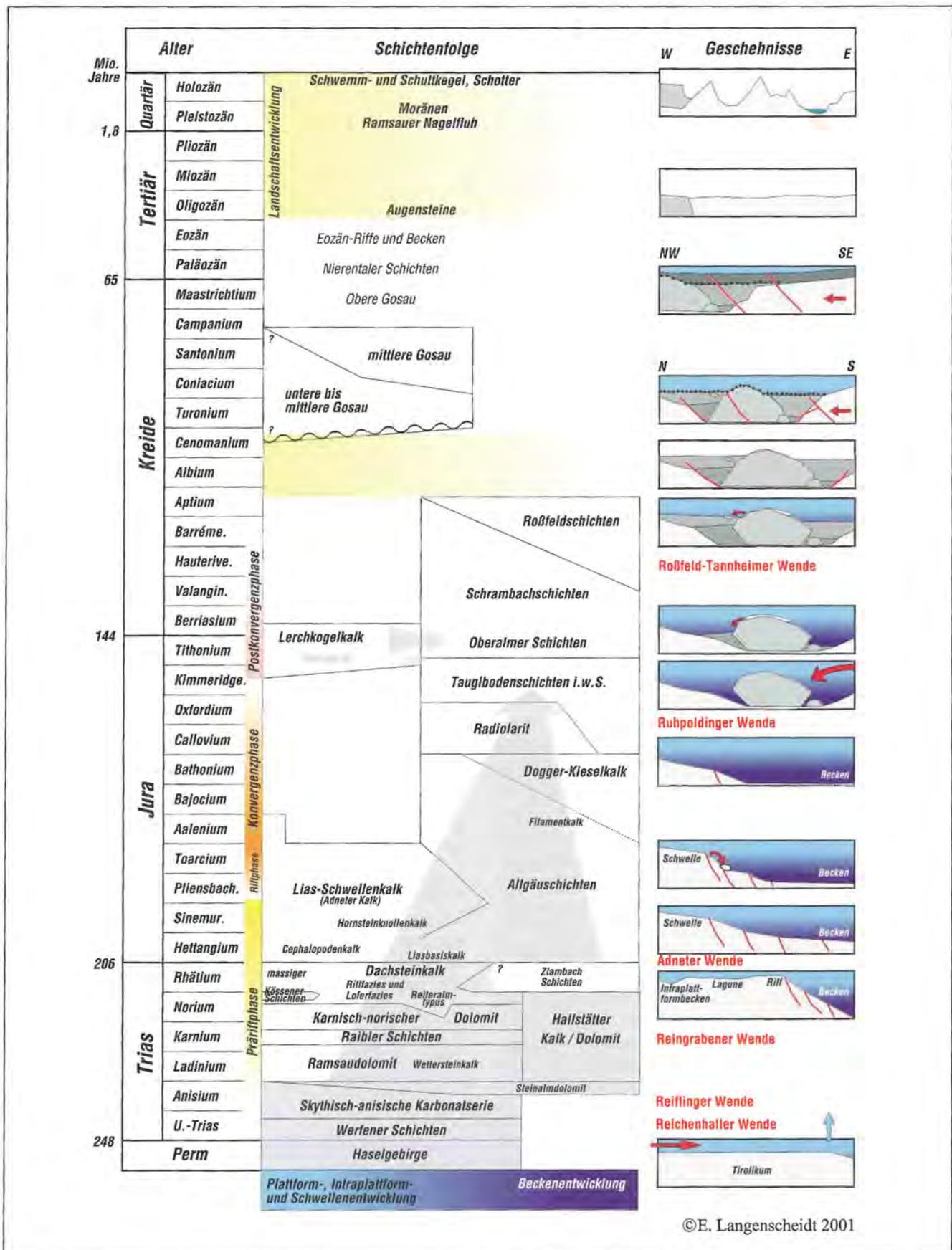


Abb. 1: Stratigraphische Tabelle der Schichtenfolge des Nationalparks Berchtesgaden ergänzt um Skizzen des tektono-sedimentären Geschehens. Die stratigraphischen „Wenden“ sind nach SCHLAGER & SCHÖLLNERBERGER (1974) eingetragen, die Altersangaben zur Gosau entstammen den Erläuterungen des Blattes Berchtesgaden West (RISCH 1993). Von BRAUN (1997) wurden die Zeitangaben zu den tektonischen Phasen übernommen. Die Gesteine der grau unterlegten Bereiche finden sich innerhalb der sedimentären Gleitschollen wieder, weiße entsprechen dem autochthonen Tirolikum. Mit dem blau unterlegten Kästchen soll die fazielle Position der jeweiligen Gesteine verdeutlicht werden, gelbe Bereiche weisen auf Zeiten der Verlandung bzw. des Trockenfallens innerhalb der erdgeschichtlichen Entwicklung hin.

selgebirge, einer Salinarfolge, die als flachmarine lagunäre Evaporite infolge der Ausbreitung der Tethys nach Westen gebildet wurden. Das Alter des Haselgebirges dürfte nach PAK & SCHAUBERGER (1981) im Berchtesgadener Raum Oberperm sein, dagegen ist für die gesamten evaporitischen Bildungen in der Umgebung von Bad Reichenhall Oberperm - Unter-Trias anzunehmen.

Über die Wende Perm-Trias hinaus hält in den Unteren Werfener Schichten der terrigene Einfluss weiter an (westlicher Schelfrand der Tethys, MOSTLER & ROSSNER 1984), glimmerreiche Sandsteine sind die Folge. Dagegen fehlen Evaporite und Salinarbildungen, wenn auch Trockenrisse zeitweise ein lokales Verlanden anzeigen. Das reichhaltige Inventar an Sedimentstrukturen lässt zusammen mit den auftretenden Biogenen auf vorwiegend flachmarine und in sich gegliederte Sedimentationsverhältnisse in bewegtem Wasser schließen. Zwischen die Sandsteine und Tone schalten sich zunehmend mehr karbonatische Bildungen ein, gleichzeitig geht die terrigene Beeinflussung des Sedimentationsraumes zurück. So erfolgt ein Übergang („Reichenhaller Wende“, SCHLAGER & SCHÖLLNERBERGER 1974) in die Oberen Werfener Schichten, die am Beginn des ersten Karbonatentwicklungszyklus stehen.

Mit der teilweise dolomitischen Skythisch-anisische Karbonatfazies (eingeschaltete Hornsteinkalke, „Reiflinger Wende“, SCHLAGER & SCHÖLLNERBERGER 1974) folgen darauf eher wieder flachere Ablagerungsbedingungen anzeigende Karbonatbildungen (intra-supratidal, Regression an der Grenze Unter-Trias - Anisium, BRANDNER 1984), in denen auch Hinweise auf evaporitisches Milieu, zumindest in abgeschnürten Bereichen, zu finden sind. Gegen den sich anschließenden Ramsaudolomit besteht ein konkordanter Übergang, die Anzeichen einer hypersalinen Umgebung verschwinden und es treten nun lagunäre Plattformentwicklungen auf. In weniger stark dolomitierten Bereichen wird die enge Beziehung zwischen Ramsaudolomit und Wettersteinkalk (flach subtidal) erkennbar, die zeitgleich diagenetisch unterschiedlich entwickelte Ausprägungen desselben Ablagerungsraumes darstellen. Ab diesem Zeitraum zeichnet sich in den triadischen Gesteinsausbildungen eine Differenzierung ab, die eine unterschiedliche, aber in enger Beziehung zueinander stehende Entwicklung in der faziellen Ausbildung der großräumigen sedimentär-tektonischen Einheiten erkennen lässt. Es sind dies das Tirolikum, das Hochjuvavikum sowie der Schollenkomplex Torrener-Joch-Zone - Jenner - Hoher Göll. Durch die Ausbildung der Skythisch-anisischen Karbonatfazies kann schon in der unteren Trias eine Abweichung zu den Entwicklungen der in der weiteren Umgebung anstehenden Reichenhaller und Gutensteiner Kalken festgestellt werden. Der Ramsaudolomit des Tirolikums und Juvavikums ist vorwiegend massig ausgebildet, dagegen treten im Schollenkomplex Torrener-Joch-Zone - Hoher Göll differenzierte Bildungen auf. In allen drei Einheiten und der Funtensee-Scholle erscheint eine gebankte Fazies, ebenso wie an der Basis des Hochkönigs und in einer in diesem Gebiet auflagernden Deckscholle (HEISSEL 1953).

Insgesamt wird so die Entstehung eines weiten und gegliederten plattformigen Ablagerungsraumes eingeleitet, der sich, zunächst noch hypersalin und terrigen beeinflusst, auf dem nördlichen Schelfrand der frühen Tethys entwickelt und in Zusammenhang mit deren Ausbreitung von Osten gegen Westen zunehmend unter vollmarinen Einfluss gerät. Gleichzeitig bildete sich in südlich der Plattform vorgelagerten neritischen Bereichen eine Fazies tieferen Wassers aus, die auch in Kanälen in die Plattform hineinreicht. Dies ist mit den Hallstätter Kalken und Dolomiten bis in die Obertrias überliefert. Die daraus hervorgegangenen im heutigen Berchtesgadener Raum anstehenden Gesteine werden der karbonatischen Salzbergfazies zugerechnet, die mergelige Zlambachfazies ist dagegen nur untergeordnet am Hohen Göll und im südlichen Hagengebirge vertreten. Eine vermittelnde Position zwischen den großräumigen Entwicklungen nimmt der Steinalmdolomit ein. Die Raibler Schichten dokumentieren im tieferen Karnium mit ihren Sandsteinen und Tonen noch einmal einen Zeitraum kurzer terrigener Beeinflussung („Reingrabener Wende“, SCHLAGER & SCHÖLLNERBERGER 1974) und schließen damit den ersten großen Karbonatentwicklungszyklus ab.

Nach dieser Unterbrechung in den Karbonatserien ist in der weiteren Entwicklung (zweiter Karbonatentwicklungszyklus) ebenso eine räumliche Differenzierung festzustellen. Einerseits werden mit dem massigen und meist fossilieren Karnisch-norischen Dolomit in tirolischer Fazies („Oberer Ramsaudolomit“) zunächst die Verhältnisse des Ramsaudolomits weitergeführt, während andererseits in juvavischer (Berchtesgadener) Fazies über mächtigem Ramsaudolomit mit geringen Einschaltungen von Wettersteinkalk und Raibler Schichten (ebenfalls etwas von denen des Tirolikums abweichend) nur geringmächtige Karnisch-norische Dolomite folgen, beziehungsweise sofort helle bis weiße Dachsteinkalke erscheinen. Die Karnisch-norischen Dolomite in der Umgebung des Hohen Gölls sind dagegen in sich gut gliederbar und zeigen eine Plattformrandlage an.

Durch zunehmend kalkige Einschaltungen entwickelt sich aus dem Karnisch-norischen Dolomit in tirolischer Fazies der graue Dachsteinkalk, der in der massigen Riffazies mit begleitenden Bildungen und der gebankten lagunären Lofer-Fazies erscheint. Dabei sind sowohl Ausschnitte aus dem südlichen Plattformrandbereich mit Riffbildungen (Hoher Göll-Jenner, mit Faziesdifferenzierungen des Plattformrandes im Liegenden bereits ab Karn) wie auch aus der sich nördlich anschließenden Lagune (Steinernes Meer, Watzmann u.a.) überliefert. Die vorwiegend lagunären Dachsteinkalke des Juvavikums fallen dagegen durch ihre weiße Farbe auf, im Süden sind sie kalkiger, gegen Norden deutlich dolomitisch ausgebildet.

Aus dem noch nördlich der Hauptdolomitfazies gelegenen Keuperhinterland greifen infolge beginnender tektonischer Veränderungen über Intraplattformbecken kurzfristig Kössener Schichten weit in die tirolischen Dachsteinkalkausbildungen bis an deren südlichen Rand

(Hoher Göll) ein (Transgression an der Wende Sevat/Rhät), im Juvavikum fehlen sie dagegen. In Folge dessen kam die zyklische supra- bis subtidale Ausbildung des Dachsteinkalkes endgültig zum Erliegen und flach subtidale und eher massige Dachsteinkalke sind im Rhätium Ausdruck einer Vertiefung des Ablagerungsmilieus. In die in der Obertrias sich ebenfalls tektonisch bedingt ausweitenden Hallstätter Kanäle oder Becken (LEIN 1985) lässt sich ein Übergang mit den transgressiven Zlambach Schichten feststellen, die als jüngstes Schichtglied auf dem Riffkalk des Hohen Gölls liegen.

Nahezu während der gesamten Trias können so in der Präriftphase des Meliatikums vorwiegend flachmarine Sedimentationsbedingungen festgestellt werden, wobei die zunehmende Absenkung des Untergrundes durch Krustenausdünnung und -ausweitung von der regen Karbonatproduktion (über 2000 m mächtige Kalkbildun-

gen) ausgeglichen wurde. Erst in der Obertrias begann die Auflösung des passiven Kontinentalrandes der nördlichen Tethys, das fortschreitende, von Süden bis Südosten nach Norden bis Nordwesten einsetzende Zerbrecen der Dachsteinkalkplattform ist Ausdruck der nun einsetzenden Riftphase.

Nach Beginn des Jura („Adneter Wende“, SCHLAGER & SCHÖLLNBERGER 1974) gewinnt das tektonische Geschehen an Dynamik, dehnungsbedingte differenzierte Schollenbewegungen unter Reaktivierung älterer Spalten- und Störungssysteme lassen eine generelle zunehmende Absenkungstendenz erkennen, die letzten Endes zur Herausbildung des Berchtesgadener Beckens mit im südlichen Teil Nord-Süd streichender Beckenachse führt. Dabei entstehen zunächst relativ kleinräumige Sedimentationsbereiche, die, in Abhängigkeit von der jeweiligen paläogeographischen Position, Morpho-



Abb. 2: Der Geologe im Gelände.

logie und Tiefenlage, unterschiedliche Bildungen und lithologische Ausprägungen aufweisen. Neben teilweise kondensierten Basisbildungen des Lias und reliktsch erhaltenen Liashornsteinknollenkalken (im Tirolikum Hettangium bis *bucklandi*-Zone, am Hohen Göll ab dieser Zeit bis Ende Sinemurium) erscheinen auf Schwellenregionen bzw. an deren Rändern Rote Bankkalk und Cephalopodenkalk (Hoher Göll, Hettangium, teilweise erodiert vor Sedimentation der Hornsteinknollenkalk) sowie Crinoidenkalk (Hierlatzkalk) und Knollenkalk (Adneter Kalk). Zudem können die Gesteine dieser Rotkalkfazies in oxidierendem Milieu bis in das oberste Aalenium als Spaltenfüllungen auftreten. Den Rotkalken gegenüber stehen die Graukalk (reduzierendes Milieu) als bathymetrisch tiefere Bildungen, verschiedene Faziesausprägungen sind in den Allgäu-Schichten ebenso verbreitet. Durch das weit verbreitete Auftreten von Rotkalken (über teilweise erodierten Hornsteinknollenkalken wie am Büchsenkopf, mit basalen Brekzien- und Konglomeratbildungen am Koppenstein, unterhalb der Jennerbahn-Mittelstation, nicht aber im Hagengebirge südlich der Torrener-Joch-Zone, wo sie direkt dem Dachsteinkalk auflagern, so dass dort entweder von einer Schwellenposition oder von einem entsprechenden Abtragsgeschehen ausgegangen werden muss) ist für das Berchtesgadener Becken bis in das Pliensbachium hinein eine zunächst eher weitgespannte Vertiefung abzuleiten, die sich ab dem Domerium tektonisch aktiv bedingt, zunehmend kleinräumiger gestaltete. Mit der grabenartigen Eintiefung des südlichen Berchtesgadener Beckens, das sich sukzessive nach Osten ausdehnte, bildete sich zwischen dem zentralen und westlichen Hagengebirge, entlang der Nordost-Südwest streichenden Landtalstörung, ein Relief heraus, das heute nahezu unverändert vorliegt. Dabei kam es entlang des östlichen Beckenrandes während des oberen Pliensbachiums bis in das Toarcium zu gravitativen Massenverlagerungen unterschiedlichen Ausmaßes in Richtung Westen: Brekzien, Megabrekzien und Olistholithe sind entlang des Hagengebirgswestrandes aufzufinden. In tieferen Beckenbereichen setzte dabei gleichzeitig schon die Sedimentation der Allgäuschichten ein (Ruck, Priesberg), während in Schwellenregionen wie dem zentralen Hagengebirge mit den Randblöcken um das Laafeld (mit Anlagerungsgefügen an die Grabenrandstörung) und die Gotzenalm (ab unterem Sinemurium) und im Steinernen Meer (Rotwandl, Funtenseegebiet) Rotkalk von oberem Hettangium bis Aalenium sedimentierten. Im Übergangsbereich Hagengebirge zu Steinernem Meer lassen sich im Gebiet der Röth ebenfalls Brekzien nachweisen, sedimentäre Gleitschollen aus Dachsteinkalk treten weiterhin nördlich der ostsüdost-westnordwest verlaufenden Schabgassenstörung an den Funtenseetauern, am Schottmalhorn und Viehkogel bis zum Hirsch auf. Damit zeichnet sich ein tektonisch bedingtes bogenförmig vom Hagengebirge bis in das Steinernes Meer verlaufendes Kliff ab, an dem im (unteren) Toarcium nach Westen und Norden Massenbewegungen stattfanden. Im nördlichen Watzmann-Hochkaltergebiet setzt dagegen die Rotkalksedimentation relativ früh (Oberpliensbachium) aus, mächtige Allgäuschichten deuten

auf eine Beckenposition seit dem oberen Domerium hin. Durch zunehmend kieseligere Sedimente entwickeln sich aus den Fleckenmergeln im Beckenbereich die Dogger-Kieselkalke (Chiemgauer Schichten), die eine weitere Vertiefung des Ablagerungsraumes erkennen lassen. Als Obergrenze der zeitlichen Erstreckung der Riftphase ist der mittlere Dogger anzunehmen, die Tuffite in den Radiolariten des oberen Callovium-Oxfordium, deren Chemismus auf einen Subduktionsvulkanismus zurückzuführen ist (DIERSCHKE 1980) sowie Resedimente in den Strubberg Schichten (GAWLICK 1992) und einzelne Turbidite in den Radiolariten, sind schon der folgenden Konvergenzphase zuzurechnen. Dies lässt darauf schließen, dass der Sedimentationsraum zunehmend unter den Einfluss der tektonischen Ereignisse gerät, die den Nordrand der Tethys erfassen.

Als Folge der Subduktion des nach Westen reichenden Armes („Meliata-Ozean“ HAAS et al. 1990, „Meliata-Hallstatt-Ozean“, KOZUR 1990) des Kimmerischen Ozeans (KOZUR 1991) zwischen Mitteldogger und Unterkimmeridge kommt es dann zur Kollision der Nördlichen Kalkalpen-Mikroplatte (CHANNEL et al. 1992) mit der Adriatischen Platte im unteren bis mittleren Oberjura. Während der sich anschließenden Konvergenzphase erfolgt zunächst weiterhin eine allgemeine Vertiefung der Ablagerungsräume bis unter die CCD-Grenze einhergehend mit der Sedimentation des Radiolarits im Oxfordium („Ruhpoldinger Wende“, SCHLAGER & SCHÖLLNERBERGER 1974). Dabei blieb zumindest in Teilbereichen des westlichen Hagengebirges die liassische Schwellen- und Beckenkonfiguration erhalten. Das zentrale Berchtesgadener Becken erstreckte sich zwischen dem Pletzgraben und dem Rointgebiet im Süden und mindestens Berchtesgaden im Norden (BRAUN 1997). Die Schwellenbereiche (u.a. Steinernes Meer mit den juvavischen Schollen des Funtensee- und Grünseegebietes) zeichnen sich ab dem Dogger durch eine eingeschränkte Überlieferung der Gesteinsserien im Lie-



Abb. 3: Megalodonten, verbreitete Fossilien im lagunären Dachsteinkalk.



Abb. 4: Ammoniten in Lias-Rotkalken.

genden der Tauglboden- bzw. Oberalmer Schichten aus, die Becken durch entsprechend lückenlose bzw. mächtigere Profile mit Umlagerungsprodukten.

Im Westen von Jenner und Hohem Göll fehlen autochthone Sedimente des Doggers vollständig, wenn nicht die in diesem Gebiet vorhandenen Reste der Allgäuschichten bis in den Dogger reichen. Der Grund hierfür liegt einerseits in der zunehmenden Kondensation der Beckensedimente bei fortschreitender Absenkung begründet, andererseits aber scheinen dafür die sekundär wirksamen submarinen Umlagerungsprozesse von größerer Bedeutung zu sein, die einen Großteil der mitteljurassischen Schichtenfolge der Übergangszeit zwischen der Rift- und Konvergenzphase erodiert haben.

Die für die tektonische und erdgeschichtliche Interpretation des Großraumes Berchtesgaden wichtigste Schichtenfolge stellen die flyschoiden Tauglbodenschichten i.w.S. dar, die die Becken auffüllten und sukzessive auch auf die Schwellenregionen übergriffen. Die Tauglbodenschichten i.w.S. umfassen Kieselplattenkalke, Mergel, Tonsteine, Manganschiefer, Konglomerat- bzw. Brekzienkörper und eingeschaltete Gleitschollen lokaler und ortsfremder Herkunft in einem weiten Größenspektrum (u.a. die Torrener-Joch-Zone, der Jenner, Hoher Göll und Brandkopf, die Schollen östlich Berchtesgaden sowie die Hallstädter- und Berchtesgadener Decke zwischen Berchtesgaden und Bad Reichenhall). Bis auf die Kieselplattenkalke wurde ein Großteil der Tauglbodenschichten i.w.S. von den bisherigen Bearbeitern des Gebietes (BÖSE 1898, LEBLING 1935, SCHANG 1983 und OTHOLT 1987) überwiegend zu den Allgäuschichten gestellt. Die Tauglbodenschichten i.w.S. lassen sich sowohl hinsichtlich ihres Alters wie auch des Komponentenbestandes differenzieren (MISSONI et al. 2000) in die liegenden Strubbergsschichten (Callovium-Mittel-?Ober-Oxfordium, Büchsenkopf), die Taugelbodenschichten i.e.S. (Kimmeridgium-Untertithonium, Dürreckberg) und die Sillenkopfschichten (Kimmeridgium-?Unter-Tithoni-

um, Sillenköpfe, im Vergleich mit den Taugelbodenschichten i.e.S. abweichende paläogeographische Position und dadurch bedingt eigenes charakteristisches Komponenteninventar).

Diese Untersuchungen zeigen, dass die Platznahme des Juvavikums bereits im höheren Oberjura abgeschlossen war. Als zeitliche Obergrenze der Konvergenzphase lässt sich das Einsetzen der basalen Oberalmer Schichten anführen, da mit ihnen eine erneute Sedimentationsumstellung zu rein kalkigen Sedimenten stattfand, die nun nicht mehr unter dem Einfluss tektonischer Geschehnisse gebildet wurden, sondern in erster Linie eustatisch beeinflusst sind.

Durch das Fortschreiten der Subduktionsfront nach Norden und dem weitestgehenden Schließen des Meeresarmes im Unterkimmeridgium (endgültig wohl erst im Barrémium – Aptium) und der nachwirkenden Einengung wird das Berchtesgadener Becken in der Postkonvergenzphase in einem Bereich zwischen CCD und ACD gehoben, dabei kamen die tektonischen Bewegungen der Postkonvergenzphase zum Erliegen und eine vorwiegend eustatisch gesteuerte Sedimentation setzte ein. Die Sedimente der Postkonvergenzphase werden in zwei unterschiedlichen Ablagerungsräumen sedimentiert, die in einem engen Zusammenhang stehen. Ein flachmarines Produktionsgebiet (Plassen- und Lerchkogelkalke) entstand auf den parautochthonen juvavischen Gleitschollen. Plassenkalke finden sich heute auf dem juvavischen nordwestlichen Untersberg (WEBER 1983), Lerchkogelkalke am Litzkogel. Die Umlagerungsprodukte dieser Plattformsedimente gelangen über Turbidite in die Kanäle zwischen den Gleitschollen und in die ausgedehnteren Beckenbereiche im Osten, Westen und Süden der Berchtesgadener „Decke“. Dort wechsellagern sie als Barmsteinkalke mit den pelagischen Oberalmer Schichten s.str., beide überlagern als autochthone tirolische Bildungen die Gleitscholle des Hohen Göll und verhüllen deren Rand. Nach HAQ et al. (1988) wurde während des Mitteltithons der Meeresspiegelhöchststand der oberjurassischen Transgression erreicht. Die Brekzien und Konglomerate sind Ausdruck der finalen bis postfinalen Bewegungen und entstammen den parautochthonen Erosionsgebieten (Juvavikum). Ab den mittleren Oberalmer und Schrambach Schichten deuten die zunehmend pelagischeren Sedimente auf einen sich vertiefenden Ablagerungsraum hin. Gleichzeitig ist nach den Faziesuntersuchungen von STEIGER & WURM (1980) und DARGA & SCHLAGINTWEIT (1991) in den Plassen- bzw. Lerchkogelkalcken eine Verflachung der jeweiligen Ablagerungsräume zum Hangenden zu beobachten.

Die pelagische Fazies der Oberalmer Schichten setzt sich in die Kreide hinein fort und findet in den Schrambachschichten ihre Weiterführung, während die Barmsteinkalkschüttungen ab dem Obertithonium in Folge zunehmender Regression mehr und mehr aussetzen. Feindetritische Schüttungen in den höheren Schrambachschichten zeigen dann den Beginn der „Roßfeld-Tannheimer Wende“ (SCHLAGER & SCHÖLLNER-

GER 1974) an, die durch eine erneute Einengungsphase bedingt ist. Diese führt zum Ende der karbonatisch entwickelten Gesteinsserien; Mergel, Sandsteine und Konglomerate der Roßfeldschichten lösen sie ab. Die neokomen gebirgsbildenden Geschehnisse finden mit der Ablagerung der grobklastischen oberen Roßfeldschichten ihren Höhepunkt. Neben autochthonen tirolischen treten auch juvavische und magmatische Komponenten auf. Nach FAUPL & POBER (1991) sind die in den Roßfeldschichten enthaltenen Chromspinelle ophiolithischen Ursprungs und wie andere Komponenten auch von Süden in Zusammenhang mit der nach Norden fortschreitenden Subduktionsfront geliefert (FAUPL & TOLLMANN 1979, DECKER et al. 1987). Die zunehmende Einengung und damit verbundene Instabilitäten führen zum Abgleiten kleinerer Teile des Juvavikums in die umgebenden tieferen Bereiche, eine zweite Schollengeneration (Klingeck-Scholle) ist zwischen Hauterivium und Unteraptium (PLÖCHINGER 1984) die Folge, die diskordant auf Schrambach- und Roßfeldschichten liegt (BRAUN 1992). Die flyschoide Sedimentation der Roßfeldschichten kann als Auswirkung der weiteren Fortsetzung der Kollision zwischen der Nördlichen Kalkalpen - Mikroplatte (CHANNEL et al. 1992) und der Adriatischen Platte in Verbindung mit dem „Vorbeischieben des Licischen Blocks“ (TOLLMANN 1987, SCHMIDT et al. 1989) betrachtet werden. Da die Roßfeldschichten mit ihrem coarsening-upwards Trend eine zunehmende Verflachung bis zur Verlandung dokumentieren, deuten sich hier wieder stärkere Kompressionen an, die mit dem endgültigen Schließen des Vardarozeans in Verbindung gebracht werden (BRAUN 1997).

In diesem Zusammenhang sei auch erwähnt, dass durch diese und andere Untersuchungsergebnisse aus dem Bereich der Berchtesgadener-Salzburger-Kalkalpen nun auch eine Diskussion um die Art und Weise der tektonischen Geschehnisse bzw. des vorherrschenden Mechanismus der oberjurassischen Gebirgsbildung und paläogeographischen Verhältnisse angeregt wurde (GAWLICK et al. 1999 vs. KOZUR u. MOCK 1988, 1997 bzw. CHANNEL u. KOZUR 1997).

Nach einer Festlandperiode mit tiefgreifenden Verwitterungsprozessen und damit einhergehenden epigenetischen Lagerstättenbildungen im Ramsaudolomit des Königsberges führt eine differenzierte Absenkung des Gebietes, auch als Folge der Subduktion des Penninikums, zu einem erneuten Vordringen des Meeres, das mit den Gosautransgressionen ab (?Obercenomanium - Turonium) bis unterstem Coniacium eingeleitet wurde (RISCH 1993). In nur wenigen Vorkommen auf dem Kartenblatt sind Konglomerate, Sandsteine, Mergelkalke

und Mergel erhalten, die dieses Geschehen dokumentieren, aber auch schon Übergänge in die mittlere Gosau mit ihren flachmarinen Entwicklungen erkennen lassen. Damit endet die mesozoische Gesteinsfolge, in der weiteren Umgebung sind zunächst eine pelagische bis Pseudoflyschentwicklung festzustellen (unteres bis mittleres Campanium) mit einhergehenden tektonischen Veränderungen und darauf folgend Flyschsedimente (Obercampanium bis Maastrichtium) mit Turbiditen in tieferem Milieu, das bis in das Paläozän Bestand gehabt haben dürfte (RISCH 1993). Flachwasserentwicklungen des Eozäns lösen diese Fazies dann ab, ab Oligozän setzte die Hebung des Alpenkörpers und damit die Landschaftsentwicklung ein. Während der Pyrenäischen Phase wurden die Gosabecken gefaltet und das Oberostalpin auf die nördlich vorgelagerten Zonen des Rhenodanubischen Flysches, Helvetikums und Ultrahelvetikums aufgeschoben. Im Anschluss daran setzte sich die Nord-Süd gerichtete Einengung fort, Ausgleichsbewegungen an Blattverschiebungen gegen Osten waren die Folge („laterale Extrusion“ der Ostalpen in den pannonischen Raum, DECKER et al. 1994).

Die Landschaftsentwicklung verlief in mehreren Hebungsphasen mit einhergehender Höhlenbildung (LANGENSCHIEDT 1986) und ist durch Verebnungen in verschiedenen Höhenlagen dokumentiert. Im Anschluss daran formten während der Eiszeiten Gletscher das Landschaftsbild. Einzelne Berge wurden herauspräpariert und die Täler übertieft, Kare entstanden.

Heute bestimmen Formen des Abtrags und der Erosion das Geschehen. Eindrucksvolles Beispiel dafür sind die Felsstürze am Kleinen Mühlsturzhorn im Jahre 1999, bei denen ca. 250000 m³ Gestein abbrachen und im Großen Mühlsturzhorn abgelagert wurden. Von dort wurden und werden sie nach entsprechenden Niederschlagsereignissen in Form von Muren weiter talwärts umgelagert (LANGENSCHIEDT & KÖPPL 2001).

Die vorgestellten Ergebnisse hinsichtlich der erdgeschichtlichen Entwicklung aus den Forschungen im Nationalpark Berchtesgaden und dessen Umfeld besitzen keinesfalls nur lokalen Charakter, sie sind auch für die Interpretation der Entwicklungsgeschichte der gesamten Nördlichen Kalkalpen von Bedeutung. Mit dem Erscheinen der Geologischen Karte wurde ein angestrebtes Ziel der geologischen Forschungen erreicht, abgeschlossen sind sie im Nationalpark Berchtesgaden – wie auch die Arbeiten unter geoökologischen Aspekten – aus wissenschaftlicher Sicht jedoch nicht. Denn gerade wie die Arbeiten aus den letzten Jahren und Jahrzehnten gezeigt haben, sind aus diesem Gebiet immer wieder neue Erkenntnisse zu erwarten.

Literatur

- BÖSE, E. (1898): Beiträge zur Kenntniss der alpinen Trias. Die Berchtesgadener Trias und ihr Verhältnis zu den übrigen Triasbezirken der nördlichen Kalkalpen. – Zeit. Deut. Geol. Ges., L, 468–586, 18 Taf., Berlin.
- BRANDNER, R. (1984): Meeresspiegelschwankungen und Tektonik in der Trias der NW-Tethys. – Jb. Geol. B.-A., 126/4, 435–475, Wien.
- BRAUN, R. & ZANKL, H. (1992): The early Rhaetian worldwide transgression – evidence from sections of the Hohe Göll Berchtesgaden Alps (Northern Calcareous Alps). – Profil, 1, 6, Stuttgart.
- BRAUN, R. (1992): Die Geologie des nördlichen Kehlsteins. – Unveröff. Dipl.-Arb., Philipps-Universität Marburg, 121 S., 58 Abb., 4 Beil., Marburg.
- BRAUN, R. (1997): Torrener-Joch-Zone/Jenner/Hoher Göll – eine durch Kontinent/Kontinent-Kollision ausgelöste Gleitdecke in den Tauglboden Schichten (mittlerer Oberjura) – Berchtesgadener Alpen. – Diss. Philipps-Univ. Marburg.
- CHANNEL, J. E. T., BRANDNER, R., SPIELER, A. & STONER, J. S. (1992): Paleomagnetism and paleogeography of the Northern Calcareous Alps (Austria). – Tectonics, 11/4, 792–810, 20 Abb., 4 Tab., Washington.
- CHANNEL JET & KOZUR, H. (1997): How many oceans? Meliata, Vardar and Pindos oceans in the Mesozoic Alpine paleogeography. – Geology, 25, 183–186.
- DARGA, R. & SCHLAGINTWEIT, F. (1991): Mikrofazies, Paläontologie und Stratigraphie der Lerchkogelkalke (Tithon-Berrias) des Dietrichhorns (Salzburger Land, Nördliche Kalkalpen). – Jb. Geol. B.-A., 134/2, 205–226, 2 Abb., 4 Tab., 4 Taf., Wien.
- DECKER, K., FAUPL, P. & MÜLLER, A. (1987): Synorogenic Sedimentation on the Northern Calcareous Alps during the Early Cretaceous. – In: FLÜGEL, H. W. & FAUPL, P. (Ed.): Geodynamics of the Eastern Alps, Deuticke Verlag, Wien.
- DECKER, K., PERESSON, H. & FAUPL, P. (1994): Die miozäne Tektonik der östlichen Kalkalpen: Kinematik, Paläospannungen und Deformationsaufteilung während der „lateralen Extrusion“ der Zentralalpen. – Jb. Geol. B.-A., 137/1, 5–18, 10 Abb., Wien.
- DIERSCHKE, V. (1980): Die Radiolarite des Oberjura im Mittelabschnitt der Nördlichen Kalkalpen. – Geotekt. Forschungen, 58, 217 S., 45 Abb., 1 Tab., 3 Taf., 7 Beil., Stuttgart.
- FAUPL, P. & POBER, E. (1991): Zur Bedeutung detritischer Chromspinelle in den Ostalpen: Ophiolithischer Detritus aus der Vardarsutur. – Jubiläumsschrift 20 Jahre Geologische Zusammenarbeit Österreich-Ungarn, 1, 133–143, Geol.-B.-A. Wien.
- FAUPL, P. & TOLLMANN, A. (1979): Die Roßfeldschichten: Ein Beispiel für Sedimentation im Bereich einer tektonisch aktiven Tiefseerinne aus der kalkalpinen Unterkreide. – Geol. Rundschau, 68/1, 93–120, Stuttgart.
- FLURL, M. v. (1792): Beschreibung der Gebirge von Bayern und der oberen Pfalz. – 1 petr. Kt., München (J. Lentner).
- GAWLICK, H. J. (1992): Die früh-oberjurassischen Brekzien der Strubbergsschichten im Lammertal – Analyse und tektonische Bedeutung (Nördliche Kalkalpen, Österreich). – Unveröff. Diss. Philipps-Universität Marburg, 149 S., 31 Abb., Marburg.
- GAWLICK, H.-J. (DIERSCHKE, V.) (2000): Die Radiolaritbecken in den Nördlichen Kalkalpen (hoher Mittel-Jura, Ober-Jura). – Mitt. Ges. Geol. Bergbaustud. Österr., 44, 97–156.
- GAWLICK, H.-J., FRISCH, W., VECSEI, A., STEIGER, T. & BÖHM, F. (1999): The change from rifting to thrusting in the Northern Calcareous Alps as recorded in Jurassic sediments. – Geol. Rundschau 87, 644–657.
- GÜMBEL, C. W. v. (1857): Untersuchungen in den bayerischen Alpen zwischen Isar und Salzach. – Jb. Geol. R. - A., 8, 146–151, Wien 1857.
- HAAS, J., CSASZAR, G., KOVACS, S. & VOROS, A. (1990): Evolution of the western part of the Tethys reflected by geological formations of Hungary. – Acta. Geod. Geoph. Mont. Hung., 25/3-4, 325–344, Budapest.
- HAQ, B. U., HARDENBOL, J. & VAIL, P. R. (1988): Mesozoic and Cenozoic chronostratigraphy and cycles of sea-level changes. – SEPM Spec. Publ., 42, 71–108, 17 figs., 6 append., Tulsa.
- HEISSEL, W. (1953): Zur Stratigraphie und Tektonik des Hochkönigs (Salzburg). – Jb. Geol. B.-A., 96, 344–356, Wien.
- KOZUR, H. & MOSTLER, H. (1991/92): Erster Paläontologischer Nachweis von Meliaticum und Süd-Rudabanyaikum in den Nördlichen Kalkalpen (Österreich) und ihre Beziehungen zu den Abfolgen in den Westkarpaten. – Geol. Paläont. Mitt. Innsbruck, 18, 87–129, 7 Abb., 14 Taf., Innsbruck.
- KOZUR, H. (1990): Die Evolution des Meliata-Hallstatt-Ozeans – Kimmerische Orogenese in den Westkarpaten und Ostalpen? – Kurzfass. TSK III, 3. Symp. Tekt., Strukturgeol., Kristallineol., 122–125, Graz.
- KOZUR H. & MOCK, R. (1988): Deckenstrukturen im südlichen Randbereich der Westkarpaten und Grundzüge der alpidischen Entwicklung in den Karpaten. – Acta Geol. Geogr. Univ. Comenianae, 44, 5–100.
- KOZUR H. & MOCK, R. (1997): New paleogeographic and tectonic interpretations in the Slovakian Carpathians and their implications for correlations with the Eastern Alps and other parts in the Western Tethys. Part II. Inner Western Carpathians. Mineral. Slovaca 29, 164–209.
- KRALIK, M. & SCHRAMM, J.M. (1994): Illit-Wachstum: Übergang Diagenese-Metamorphose in Karbonatgesteinen der Nördlichen Kalkalpen: Mineralogie und Isotopengeologie (Rb-Sr, K-Ar, und C-O). – Jb. Geol. B.-A., 137/1, 105–137, Wien.
- LANGENSCHIEDT, E. (1981): Die Geologie zwischen Fagstein und Königssee in den Berchtesgadener Alpen. – Unveröff. Dipl.-Arb. Philipps-Universität Marburg, 155 S., 83 Abb., 4 Tab., 3 Beil., Marburg.
- LANGENSCHIEDT, E. (1986): Höhlen und ihre Sedimente in den Berchtesgadener Alpen. – Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 10, 95 S., zahlr. Abb. u. Taf., Berchtesgaden (Plenk).

- LANGENSCHIEDT, E. (1997): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1 : 25000, Nationalpark Berchtesgaden. – Manuskript.
- LANGENSCHIEDT, E. & KÖPPL, L. (2001): Massenbewegungen und Felsstürze am Kleinen Mühlsturzhorn. – Abschlussbericht FO 03/3/17, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- LANGENSCHIEDT, E. UND OTHOLT, D. (1998): Geologische Karte von Bayern 1:25000, Nationalpark Berchtesgaden. – Bayer. Geol. L.-A., München.
- LEBLING, C., HABER, G., HOFFMANN, E., KÜHNEL, J. & WIRTH, E. (1935): Geologische Verhältnisse des Gebirges um den Königssee. – Abh. d. geol. Landesuntersuchung am Bayer. Oberbergamt, 20, 1–46, München.
- LEIN, R. (1985): Das Mesozoikum der Nördlichen Kalkalpen als Beispiel eines gerichteten Sedimentationsverlaufes infolge fortschreitender Krustenausdünnung. – Arch. f. Lagerstättenforschung, Geol. B.-A., 6, 117–128, Wien.
- MERZ, M. (1987): Geologische Aufnahme des MAB-6-Testgebietes Ramsau: Östlicher Teil. – Unveröff. Dipl.-Arb. Philipps-Universität Marburg, 98 S., 46 Abb., 6 Beilagen, 1 geol. Kte 1:10000, Marburg.
- MISSONI, S., SCHLAGINTWEIT, F., DIERSCHKE, V. & GAWLICK, H.J. (2000): Alter, Fazies und Komponentenbestand der polymikten Brekzienkörper in oberjurassischen Kieselsedimenten im Bereich des Königssees (Sillenköpfe, Abwärtsgraben, Funtensee) und deren Bedeutung für die Rekonstruktion der oberjurassischen Tektonik in den Nördlichen Kalkalpen (Berchtesgadener Land, Deutschland). – Mitt. Ges. Geol. Bergbaustud. Österr., 43, 92–94.
- MOSTLER, H. & ROSSNER, R. (1984): Mikrofazies und Paläökologie der höheren Werfener Schichten (Untertrias) der Nördlichen Kalkalpen. – Facies, 10, 87–144, Erlangen.
- OTHOLT, D. (1987): Die Geologie zwischen Königsseer Ache, der Scharitzkehl und dem Hohen Brett in den Berchtesgadener Alpen. – Unveröff. Dipl.-Arb. Philipps-Universität Marburg, 97 S., 35 Abb., 3 Beil., Marburg.
- PAK, E. & SCHAUBERGER, O. (1981): Die geologische Datierung der ostalpinen Salzlagerstätten mittels Schwefelisotopenuntersuchungen. – Verh. Geol. B.-A., 1981/2, 185–192, Wien.
- PLÖCHINGER, B. (1984): Zum Nachweis jurassisch-kretazischer Eingleitungen von Hallstätter Gesteinsmassen beiderseits des Salzach-Quertales (Salzburg). – Geol. Rdsch., 73/1, 293–306, 3 Abb., Stuttgart.
- RISCH, H. (1993): Geologische Karte von Bayern 1:25000, Erl. zum Blatt Nr. 8343 Berchtesgaden West. – 132 S., München.
- SCHANG, H. (1983): Die Geologie des Jenners zwischen Königssee und Torrener Joch (Berchtesgadener Alpen). – unveröff. Dipl.-Arb. Philipps-Universität Marburg, 124 S., 93 Abb., 4 Beil., Marburg.
- SCHERZER, H. (1927): Geologisch-botanische Wanderungen durch die Alpen. Bd. 1: Das Berchtesgadener Land. – München.
- SCHLAGER, W. UND SCHÖLLNBERGER, W. (1974): Das Prinzip stratigraphischer Wenden in der Schichtfolge der Nördlichen Kalkalpen. – Mitt. Geol. Ges., 66–67, 165–193, 2 Abb., Wien.
- SCHMIDT, T., BLAU, J. & KAZMER, M. (1989): Large-scale strike-slip displacement of the Drauzug and the Transdanubian Mountains in early Alpine history: evidence from Permo-Mesozoic facies belts. – Tectonophysics, 200, 213–232, 12 figs., Amsterdam.
- STEIGER, T. & WURM, D. (1980): Faziesmuster oberjurassischer Plattform-Karbonate (Plassen-Kalke, Nördliche Kalkalpen, Steirisches Salzkammergut, Österreich). – Facies, 2, 241–284, 8 Abb., 6 Taf., 1 Tab., Erlangen.
- TOLLMANN, A. (1987): Neue Wege in der Ostalpengeologie und die Beziehung zum Ostmediterrän. – Mitt. österr. geol. Ges., 80, 47–113, 11 Abb., 1 Tab., 1 Falttaf., Wien.
- WEBER, H. (1983): Die Geologie des nordwestlichen Untersberg und seines Vorlandes in den Nördlichen Kalkalpen (Salzburger Kalkalpen). – Unveröff. Dipl.-Arb. Philipps-Universität Marburg, 132 S., 55 Abb., 4 Taf., 4 Beil., Marburg.
- ZANKL, H. (1969): Der Hohe Göll, Aufbau und Lebensbild eines Dachsteinkalkkriffes in der Obertrias der Nördlichen Kalkalpen. – Abh. Senckenberg naturf. Ges., 519, 1–123, Frankfurt.

Anschrift des Autors:

Dr. Ewald Langenscheidt
Geo & Natur, Umweltinformation
Aicha 1
D-94094 Rotthalmünster

Fünf Jahre Quellforschung im Nationalpark Berchtesgaden

Reinhard Gerecke, Helmut Franz, Isabel Schrankel

1 Quellforschung – wozu?

So unerschöpflich uns der Reichtum der Wässer erscheint, die sich vom „Dach Europas“ in alle Richtungen ergießen und von großen Flüssen in die Ebene hinausgetragen werden, so gering war bis vor wenigen Jahren unsere Kenntnis des Lebens am Ursprungspunkt dieser Gewässer, in den alpinen Quellen. Zu selbstverständlich erschien es, Quellen als Produktionsstätten reinen Grundwassers zu betrachten, die es einfach nur nach Belieben anzuzapfen und auszubeuten gilt, zu schwierig erschien es andererseits der biologischen Forschung, sich auf diese heiklen Lebensräume einzulassen: Quellen sind kleine, oft fast punktförmige Austrittsstellen von Grundwasser, mit einer oasenartigen Zusammenstellung physikalischer, chemischer und biologischer Eigenschaften, die sie von allem unterscheiden, was die Natur um sie herum zu bieten hat. Nicht zufällig bilden sie die ersten freien Flecken mit frischem Grün während der Schneeschmelze, und manche niedrigwüchsigen Pflanzen vermögen in ihrer nächsten Umgebung sogar immergrün die kalte Jahreszeit zu überstehen. Quellen sind höchst empfindlich gegen Eingriffe, und sie treten uns in einer kaum überschaubaren Vielfalt unterschiedlichster Gestalten entgegen.

Als wir 1993 mit Untersuchungen über die Lebewelt der Quellen im Nationalpark Berchtesgaden begannen, konnte die Quellbiologie bereits auf eine 80jährige Geschichte zurückblicken. Wir wussten aus verstreuten Untersuchungen in anderen Teilen Europas und in anderen Kontinenten, dass uns an der Schnittstelle zwischen Grund- und Oberflächenwasser eine interessante Organismenwelt begegnen würde. Da aber aus dem Alpenraum noch kaum Informationen verfügbar waren, waren erste Fragen eher einfacher Natur:

- Welche Tierarten leben in Alpenquellen?
- Welche Arten sind speziell an Quellen gebunden, welche kommen auch in anderen Gewässertypen vor?
- Lassen sich die Quellen des Nationalparks nach ihrer Beschaffenheit in verschiedene Typen klassifizieren? Gibt es Unterschiede nach der Höhenzonierung?

Neben dem Schutz natürlicher Lebensräume und einer wirksamen Öffentlichkeitsarbeit gehört diese Art der Forschung zu den Kernaufgaben eines jeden Nationalparks: Besser als in Schutzgebieten lassen sich sonst nirgends Kenntnisse gewinnen über die natürliche Viel-

falt in ausgewählten Lebensräumen. Dieses Wissen kann dann Maßstäbe setzen in der kultivierten Landschaft Europas, in der solche Stellen nicht oder nur unzureichend geschützt sind.

Die Notwendigkeit der Erforschung natürlicher Quellen ist erst im letzten Jahrzehnt richtig erkannt worden. Nachdem Grundwasseraustritte in weiten Teilen des europäischen Flachlands fast vollständig Drainagemassnahmen, Trinkwasserfassungen, der Grundwasserabsenkung oder Verschmutzungen zum Opfer gefallen sind, herrscht Bedarf nach fundiertem Wissen und darauf aufbauenden Leitbildern für die Rettung und Pflege der noch erhaltenen, oasenartig verinselten Bestände (ZOLLHÖFER 1997).

Das Interesse an solchen Untersuchungen spiegelt sich nicht zuletzt in der Zusammensetzung der Gruppe engagierter Wissenschaftler wieder, die in unserem Projekt mitarbeiten: Studenten im Rahmen ihrer Diplomarbeit, Doktoranden, freischaffende Biologen, Universitätsdozenten und Mitarbeiter Naturhistorischer Museen aus verschiedenen europäischen Ländern. Ähnliche Initiativen sind inzwischen auch in andere Alpenländern in Gang oder in Planung.

2 Was tun wir?

Grundstock unserer Freilandarbeit ist ein alljährliches Treffen im Nationalpark. Hier nehmen wir gemeinsam Proben, diskutieren Methoden und tauschen Erfahrungen aus. Die Freilandarbeit wird dabei in zwei Richtungen vorangetrieben:

1. ein repräsentativer Anteil der Quellen in allen Teilen des Nationalparks wird schrittweise erfasst,
2. in ausgesuchten Quellen werden langfristig die Lebensbedingungen und Lebensgemeinschaften beobachtet.

Unsere Sedimentproben entnehmen wir jeweils aus einem kleinen Flächenausschnitt der Untersuchungsstelle. Damit wird dem Gesamtsystem kein nachhaltiger Schaden zugefügt. In der Regel nehmen wir zwei Proben je Quelle – die eine im Umfeld des Quellmundes, die andere weiter unterhalb im Quellbach. Dabei zeigt sich,

wie stark etliche Arten an den unmittelbaren Quellmündbereich gebunden sind, während sie etwa 100 m weiter unterhalb nicht mehr anzutreffen sind und von typischen Bachbewohnern abgelöst werden (GERECKE et al. 1998).

Die auf bestimmte Tiergruppen spezialisierten Biologen setzen außerdem jeweils ihre eigenen Methoden ein: mit Hilfe von Driftnetzen lassen sich treibende Organismen oder abgestreifte Puppenhäute geschlüpfter Insekten im Abfluss der Quellen sammeln. Erwachsene (adulte) Insekten, die sich aus wasserlebenden Larven entwickeln, werden aus der Ufervegetation gekeschert. Das Substrat wird mit bloßem Auge nach seinen spezifisch angepassten Bewohnern abgesucht. Zur Untersuchung einzelliger Organismen werden Proben im Labor inkubiert.

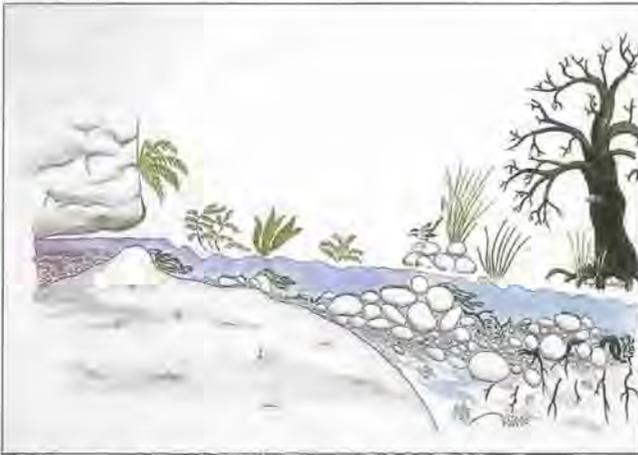


Abb. 1: Die Fließquelle („Rheokrene“) ist die uns allen vertrauteste Erscheinungsform von Quellen. Das Wasser tritt aus einem eindeutig definierten, punktförmigen Quellmund an die Oberfläche und bildet sofort anschließend einen kleinen Bach. Solche Quellen finden sich in Berchtesgaden vor allem in den tieferen Lagen. Ihr Abfluss ist oft unregelmäßig, direkt von Schneeschmelze und Niederschlägen beeinflusst.

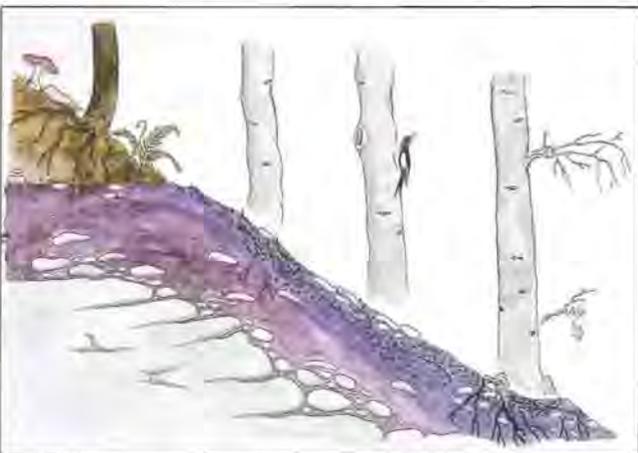


Abb. 2: Sumpfsquellen („Helokrenen“ oder genauer, in abschüssigem Gelände wie hier, „Rheohelokrenen“) sind durch einen flächenhaften Wasseraustritt charakterisiert. Ihr Untergrund ist oft tiefgründig durchnässt und sumpfig, erst unterhalb des Quellbereichs bildet das abfließende Wasser ein eindeutiges Gerinne. Im Wald besteht ihr Substrat meist aus Sand, Kies, Fallaub und Holzresten. Quellen diesen Typs sind am häufigsten in den höheren Lagen des Nationalparks anzutreffen.



Abb. 3: Rheohelokrenen in offenem Gelände (oberhalb der Waldgrenze oder in Weideland) neigen dazu, sich mit organischen Sedimenten anzureichern und dadurch aufzuwölben. Dieser Prozess wird verstärkt, wenn sie als Tränk- und Weideort Anziehungspunkt für Großtiere werden. Unter den Bedingungen intensiver Beweidung können sie sich zu überdüngten Wasserkörpern entwickeln, in denen die Vielfalt der Wirbellosensfauna stark verringert ist.

Abb. 1-3: Quelltypen lassen sich vorwiegend nach der Beschaffenheit des Substrates und den Abflussbedingungen am Grundwasseraustritt unterscheiden (hier: Grundwasser lila, Oberflächenwasser blau); Längsschnitt-Darstellungen: Gerecke.

Im Freiland können die Tiere in aller Regel nicht bis zur Art bestimmt werden. Dies ist jedoch Grundlage jeder Bewertung. Unsere Proben werden im Labor quantitativ nach Tierordnungen und -familien ausgelesen. Sie werden dann an Spezialisten verteilt und von diesen mit Hilfe von Binokular und Mikroskop in oft mühsamer Kleinarbeit bis zur Art bestimmt. Die Ergebnisse werden in jährlichen Berichten zusammengefasst. Auf dieser Grundlage wird dann über das weitere Vorgehen im folgenden Jahr entschieden. Alle Bestimmungsergebnisse werden im zoologischen Informationssystem des Nationalparks mit Fangort, Datum und Bearbeiter gespeichert. Das bearbeitete Material wird der Zoologischen Staatssammlung München zur Aufbewahrung übergeben.

Diese Studien dienen der grundlegenden Inventarisierung der Nationalparkquellen. Sie wurden 1996 mit Unterstützung des Max-Planck-Instituts für Limnologie in Schlitz durch eine Diplomarbeit an der Universität Saarbrücken ergänzt (SCHRANKEL 1998). An zwei ausgesuchten Quellkomplexen wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst Proben genommen, wobei jeder Substrattyp (Moos, Holz, Fallaub, Sand, Kies, Steine, Schlamm) getrennt auf seine Besiedlung untersucht wurde. Außerdem wurden vier Standorte mit Emergenzfallen überdacht, kleinen lichtdurchlässigen Zelten, in denen sich die aus dem Wasser schlüpfenden Insekten fangen lassen. Durch die regelmäßige Leerung von Frühjahr bis Herbst wissen wir nun viel über die Vielfalt und relative Häufigkeit der Insektenarten auf einer definierten Fläche und über ihren jahreszeitlichen Lebensrhythmus. Zudem lassen sich mit dieser Methode Arten aufspüren, die selten auftreten und mit anderen Methoden kaum erfasst werden: in unserem Falle konnten mehrere der Wissenschaft bisher unbekannt Arten der Schmetter-

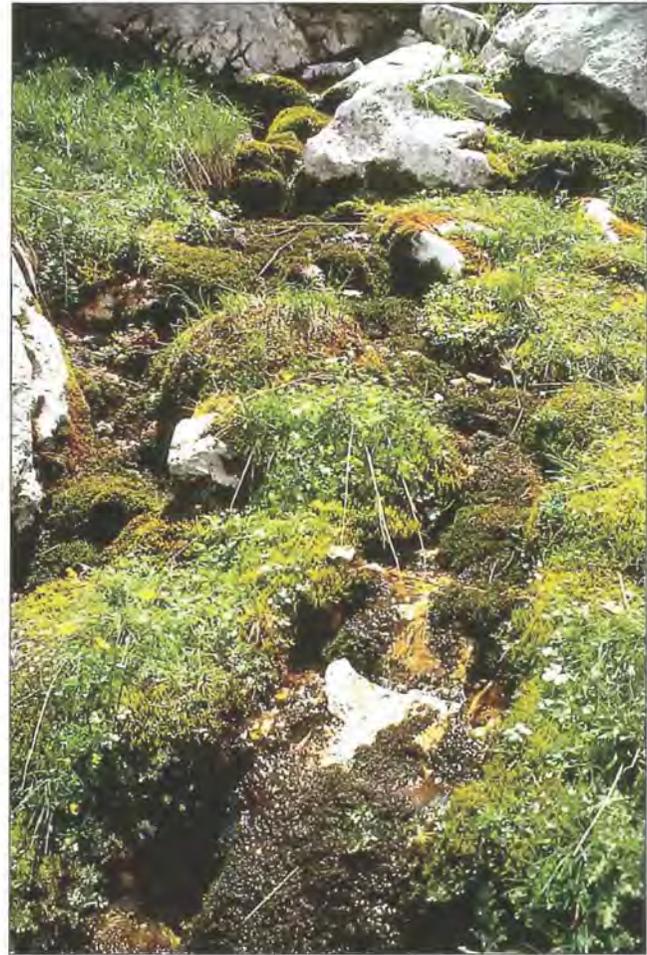
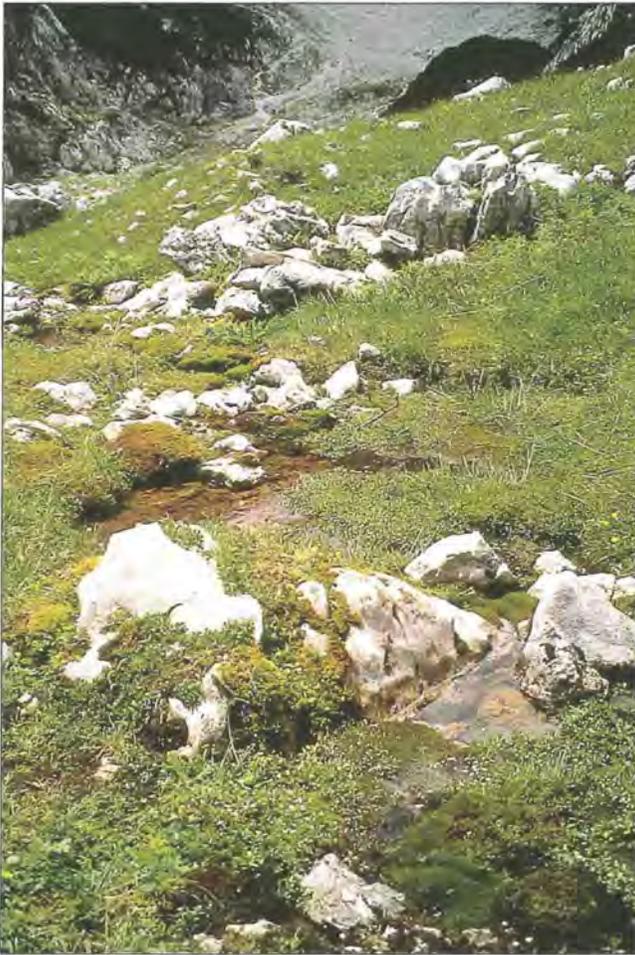


Abb. 4: Stuhlgraben.

Abb. 5: Hundstodgraben.

Abb. 4-5: Alpine Quellen oberhalb der Waldgrenze im Nationalpark, Juli 1998.

Aufnahmen: De Pietro

lings- und Gallmücken (Insektenordnung Diptera) entdeckt werden, außerdem ergaben sich zahlreiche Erstfunde für die Fauna Deutschlands. Neuentdeckungen gab es allerdings auch mit anderen Methoden: deutsche Erstnachweise zahlreicher Insektenarten und der Fund mindestens einer bislang unbekanntes Wasser- milbenart (BADER & GERECKE 1996, WEINZIERL & GRAF 1998, ORENDT 2000).

Heike HOWEIN (1998) hat in einer Diplomarbeit an der geographischen Fakultät der Universität Erlangen eine morphologische Kartierung von 100 Quellaustritten im Park durchgeführt. Sie hat uns nach morphologischen Gesichtspunkten wie Substratbeschaffenheit, Gefälle und Exposition die Datenbasis für eine fundierte Klassifizierung der Quelltypen im Park erarbeitet.

An zwei Quellen sind Klimastationen eingerichtet worden. Seit 1996 werden dort Wasser- und Lufttemperatur im Stundentakt erfasst. Demnächst sollen weitere Parameter wie pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit in die Dauerbeobachtung mit einbezogen werden.

Alle Daten werden im geographischen Informationssystem des Nationalparks gespeichert. Damit können morphologische, physikalische, chemische und klimatische Besonderheiten statistisch analysiert und hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Fauna bewertet werden. Eine Studie auf einer derart gründlichen Datenbasis ver-

spricht eine wesentliche Vertiefung unseres Verständnisses der Quellen, die über Deutschland und Europa hinaus große Beachtung finden wird.

3 Unsere Pläne

Quellen sind ideale „natürliche Laboratorien“, in denen die Auswirkung klein- und großklimatischer Veränderungen auf das Grundwasser beobachtet werden kann. Im Nationalpark Berchtesgaden bietet es sich vor allem an, die Auswirkungen zu verfolgen, die von der Zerstörung der Waldbestände durch die Stürme Anfang der 90er Jahre und den Borkenkäferfraß auf die Quellen ausgehen: Wie werden die Lebensgemeinschaften auf das veränderte Lichtklima reagieren? Wird sich das Nachwachsen der nächsten Waldgeneration in der Zusammensetzung der Fauna spiegeln? Wie ändert sich die Typologie einer Quelle bei veränderten Erosionsbedingungen?

Aber auch globale Veränderungen werden ihre Spuren hinterlassen: Was passiert, wenn die Jahresdurchschnittstemperatur und dazu parallel auch die Quelltemperatur ansteigt? Welche Auswirkung wird eine län-

gere jährliche Einstrahlung auf Produktion und Artensammensetzung im Gewässer haben? Fragen, auf die wir heute keine Antworten haben, und die nur durch langfristige Beobachtung beantwortet werden können.

Wir wollen im Rahmen unserer auf zehn Jahre angelegten Untersuchung eine Methodik entwickeln, um Quellen für eine dauerhafte Überwachung des Grundwasserkörpers zu nutzen. Zunächst geht es darum, die Vielfalt ihrer Besiedlung kennenzulernen. Daraus sollen dann diejenigen Komponenten herausgelesen werden, die sich mit geringem Aufwand langfristig beobachten lassen. Dabei wollen wir folgendes beachten:

1. Die Störung des Habitats bei der Probenahme sollte möglichst gering sein. Dies lässt sich auf mehreren Wegen erreichen:
 - 1.1 Eher klein dimensionierte Organismen lassen sich bereits mit einer kleinen Sedimentprobe in hinreichender Anzahl gewinnen. Hierzu gehören Kleinkrebse, Milben, Oligochaeten, aber auch Kieselalgen, deren Schalen im Sediment in großer Zahl angereichert sein können.
 - 1.2 Die aus einem Quellbereich abdriftenden Organismen oder deren Bestandteile lassen sich mit einem Netz absammeln. Die Puppenhäute (Exuvien) der Chironomidae-Arten werden in beträchtlicher Anzahl in der Drift erfasst, wenn die Adulttiere schlüpfen. Diese Häute lassen sich oft bis zur Art bestimmen.
 - 1.3 Im Quellbereich werden kleine Unterwasser-Trichterfallen installiert, die mit Ködern oder Licht betrieben werden. Solche Fallen sind in Gewässern anderer Typs mit großem Erfolg eingesetzt worden.
2. Die Bearbeitung der Indikatorarten sollte unproblematisch und ohne zu großen Zeitaufwand möglich sein. Dies ist ein Schlüsselproblem der Quellforschung. Hier kommen oft Tiergruppen in hohen Individuenzahlen vor, die sich nur unter Schwierigkeiten auf Artniveau bestimmen lassen, wie Kleinkrebse, Wassermilben und Dipterenlarven. In verschiedenen Gruppen hat sich aber inzwischen bereits gezeigt, dass die Probleme geringer sind als die Befürchtungen. Ist erst einmal der Grundbestand der Fauna bekannt, so lassen sich Ruderfußkrebse (Copepoda), Muschelkrebse (Ostracoda) oder Wassermilben (Hydrachnidia) meist ohne zusätzlichen Präparationsaufwand unter der Stereolupe bis zur Art klassifizieren. Bei den Zweiflüglern (Diptera) besteht hingegen noch ein großer Klärungsbedarf. Da diese Fraktion zahlen- und artmäßig zu den häufigsten Gruppen in Quellen gehört, lässt die Nationalparkverwaltung seit Frühjahr 1999 die besonders wichtige Zweiflügler-Familie Chironomidae (Zuckmücken) bearbeiten. In einem dreijährigen Sonderprojekt wird:
 - ein leicht anwendbarer regionaler Bestimmungsschlüssel erarbeitet,
 - die Indikatorarten für bestimmte Umweltbedingungen ermittelt,
 - die Methodik zur langfristigen kontinuierlichen Probenahme definiert und

– eine über die Berchtesgadener Alpen hinausgehende Grundlage für die Klassifizierung der quellbewohnenden Arten dieser Familie geschaffen.

3. Die als Indikatoren verwendeten Tierarten sollten besonders kennzeichnend für Quell-Lebensräume sein.
- 3.1 Mengenmäßig ist die Quellfauna unseres Gebiets von wenigen Insektenordnungen dominiert, vor allem von Angehörigen der Zweiflügler (Diptera) und der Steinfliegen (Plecoptera). Beide sind im Larvalstadium schlecht zu klassifizieren, und beide sind in Berchtesgaden vorwiegend durch unspezialisierte Arten vertreten, die sich auch im anschließenden Quellbach finden. Unter den Diptera besiedeln jedoch vor allem die Zuckmücken (Chironomidae) die Quellen mit einem weit aufgefächerten, jeweils charakteristischen Spektrum unterschiedlich angepasster Arten. Aus ihrer Gesamtheit lässt sich vieles über die Bedingungen des Lebensraumes erschließen. Da ihre Anwesenheit anhand ihrer Exu-



Abb. 6: *Sperchon violaceus* ist eine charakteristische Wassermilbe moosreicher, stark fließender Quellen. Aufgrund ihrer leuchtenden Farbe kann man sie mit bloßem Auge beobachten, beispielsweise in der Quelle an der Schapbach-Alm.

Aufnahme: Bader



Abb. 7: Die eigenartige Wassermilbe *Wandesia thori* ist wurmartig verlängert und hat reduzierte Augen. Sie findet sich in tieferen, grundwassernahen Bereichen, tritt aber gelegentlich in Quellen aus, beispielsweise oben im Landtalgraben.

Aufnahme: Gerecke

vien (Larven- und Puppenhüllen) nachgewiesen werden kann, eignen sie sich besonders für langfristige Umweltbeobachtung.

- 3.2 Unter den Köcherfliegen (Trichoptera) gibt es eine Reihe von Arten, die streng an Quellen gebunden sind. Nicht nur aus diesem Grund sind sie von besonderer Bedeutung bei Quelluntersuchungen: Viele Larven und Puppen dieser Insektenordnung bauen kunstvoll gebildete Köcher aus Steinchen und Pflanzenstücken, anhand derer ihre Anwesenheit noch nachgewiesen werden kann, wenn die Tiere selbst längst geschlüpft sind. Außerdem besitzen bei vielen Köcherfliegen auch Larval- und Puppenstadien hinreichend Merkmale, um eine sichere Artbestimmung auch ohne adulte Exemplare zu gewährleisten.
- 3.3 Wenn Fragen beantwortet werden sollen, die den Energieumsatz in Quellen betreffen, müssen die Kieselalgen (Diatomeen) mit einbezogen werden. Sie reagieren äußerst empfindlich auf wechselnde Strahlungsverhältnisse und die im Wasser gelösten Nährstoffe im Jahresverlauf.
- 3.4 Manche Tiergruppen entgehen der Aufmerksamkeit des Beobachters auf den ersten Blick, weil sie manchmal nur in unauffälliger Anzahl anzutreffen sind, oder aufgrund ihrer kleineren Körperabmessungen. Unter diesen, der sogenannten „Meiofauna“ zugerechneten Tieren, sind einige dennoch für eine langfristige Beobachtung besonders aussagekräftig:

Wenig bekannt ist, dass es Milben gibt, die im Wasser leben. Noch weniger bekannt dürfte sein, dass sie unter allen wirbellosen Tiergruppen diejenige mit dem höchsten Anteil strikt an Quellen gebundener Arten sind. Durch diese enge, in vielfacher Hinsicht noch unverstandene Bindung an den unmittelbaren Bereich des Quellmundes sind sie wichtige Anzeiger für die langfristige Stabilität des Abflusses. Zudem leben unterschiedliche Arten in unter-

schiedlichen Substraten. Süßwassermilbenlarven sind darüber hinaus an fliegende Wirtsinsekten gebunden, an denen sie während einer Phase ihrer Entwicklung parasitieren. Anhand der Zusammensetzung ihrer Milbenfauna können unterschiedliche Quelltypen in idealer Weise unterschieden werden. Der in Europa noch weitgehend unbekannt Parasitismus der Quellmilben ist Schwerpunkt eines Forschungsprojektes (MARTIN et al. im Druck), das parallel zu unseren Untersuchungen läuft und von der schweizerischen Stiftung Por Acarologia Basiliensis finanziert wird.

Auch Kleinkrebse (Copepoda und Ostracoda) treten oft in großen Populationen um den Quellmund auf, während sie weiter bachabwärts nicht mehr oder nur selten anzutreffen sind. Im Gegensatz zu den Milben handelt es sich bei den quellbewohnenden Kleinkrebsen aber vorzugsweise um Grundwassertiere, die auch im Lückengefüge des Grundwasserspeichers, in stagnierenden Grundwasseranstichen oder im Uferbereich von großen Seen anzutreffen sind. Gerade dadurch sind sie aber von besonderer Aussagekraft. Mehr als jede andere Tiergruppe vermögen die Kleinkrebse Auskunft zu geben über die Verhältnisse in dem Bereich, der uns unzugänglich bleibt: im Grundwasserspeicher vor dem Quellaustritt.

Das hier vorgestellte Gerüst von Überlegungen, Beobachtungen und Hypothesen soll zeigen, dass wir auf der Grundlage der Erfassung der Fauna einer Reihe von Pfaden folgen, die die Praxis im Naturschutz und in der langfristigen Umweltbeobachtung wissenschaftlich unterstützt. Wir sagen bewußt: „Hypothesen“, denn es ist offensichtlich, dass viele unserer Beobachtungen noch der Ergänzung und Bestätigung bedürfen. Darum eben geht es in der zweiten Hälfte unseres 10-Jahres-Projekts.

Literatur

- BADER, C. & GERECKE, R. 1996: Eine neue Wassermilbenart der Gattung *Atractides* (Acari: Hydrachnellae: Hygrobatidae) aus dem Nationalpark Berchtesgaden (Oberbayern). *Lauterbornia* 26: 121–127.
- GERECKE, R.; MEISCH, C.; STOCH, F.; ACRI, F. & FRANZ, H. 1998: Eucrenon-hypocrenon ecotone and spring typology in the Alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). A study of microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae). in: BOTOSANEANU, L. [ed.]: *Studies in Crenobiology*: 167–182. Backhuys (Leiden).
- HOWEIN, H. 1998: Erfassung und strukturelle Typisierung der Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit Universität Erlangen-Nürnberg, physische Geographie: 1–113 + Anhang.
- MARTIN, P.; WIEDENBURG, S. & STUR, E. im Druck: Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) als Parasiten an quellbewohnenden Zuckmücken (Chironomidae, Diptera). Erste Befunde aus dem Nationalpark Berchtesgaden. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 2001 (Kiel).
- ORENDT, C. 2000: Chironomids of small alpine water bodies (springs, spring brooks, pools, small lakes) of the northern Calcareous Alps. *Spixiana* 23 (2): 121–128.
- SCHRANKEL, I. 1998: Faunistisch-ökologische Charakterisierung ausgewählter Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit Universität des Saarlandes, Biogeographie: 1–79 + Anhang.
- WEINZIERL, A. & GRAF, W. 1998: Ein Beitrag zur Kenntnis der Köcherfliegenfauna der Berchtesgadener Alpen (Bayern). *Lauterbornia* 34: 199–203.
- ZOLLHÖFER, J. 1997: Quellen die unbekannt Biotope: erfassen, bewerten, schützen. *Bristol-Schriftenreihe*, 6: 1–153.

Anschrift der Autoren:

Dr. Reinhard Gerecke
Biesingerstr. 11
D-72070 Tübingen

Dipl.-Biol. Helmut Franz
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dipl.-Biol. Isabel Schrankel
Musée national d'histoire naturelle, Section zoologie
24, rue Münster
L-2160 Luxembourg

Verbreitung ausgewählter Pflanzenarten ermittelt mit Hilfe des Geographischen Informationssystems

Peter Hecht, Doris Huber

1 Einleitung

In Naturräumen unter geringem menschlichem Einfluss – wie im Nationalpark Berchtesgaden – befindet sich die Vegetation mit ihrer Umwelt im Gleichgewicht. Sie bieten geeignete Voraussetzungen, um die standörtlichen Bindungen einzelner Pflanzenarten zu definieren.

Untersuchungen über die Zusammenhänge der Vegetation bzw. der Verbreitung von Pflanzen mit ihrer Umwelt zählen zu den schwierigsten Aufgaben der Pflanzenökologie (WILDI, 1986). Der Einsatz von Geographischen Informationssystemen (GIS) ermöglicht es, mit räumlichen Analysen die flächenhafte Verteilung von Verbreitungsmustern in einem abgegrenzten Gebiet darzustellen.

Verbreitungsmodelle, die auf einer umfangreichen Datengrundlage basieren, sind geeignet die Verteilung einer Pflanzenart in einem abgegrenzten Gebiet abzubilden und die spezifischen Standortsansprüche der Pflanze in diesem Gebiet besser zu verifizieren (vgl. KIENAST et al., 1994).

Während des bisherigen, kurzen Tätigkeitszeitraumes im Bereich der vorliegenden Modellerstellung wurden einfache Verteilungsmuster von ausgewählten Pflanzenarten simuliert. Sie sind ein erster Schritt auf einem spannendem Weg zu Verbreitungsmodellen, die potenzielle Standorte einzelner Pflanzenarten bewerten sollen.

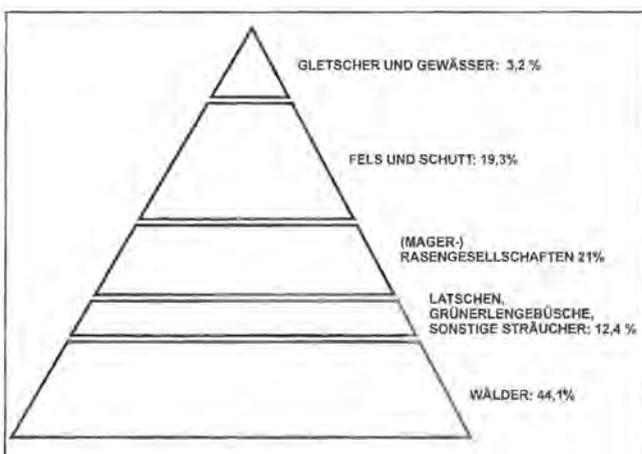


Abb. 1: Grobgliederung der Biotoptypen im Nationalpark Berchtesgaden. (Quelle: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDES-ENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.), 2001)

2 Vegetationsverhältnisse

Der Nationalpark Berchtesgaden befindet sich in der Nordstaulage der Alpen und bringt aufgrund der randlich ozeanischen und im Inneren eher kontinental getönten Klimaräume eine dementsprechend vielfältige Vegetation hervor.

Die unterschiedlich ausgeprägte Reliefgestaltung und der Höhenunterschied von mehr als 2000 m bewirken, dass auf verhältnismäßig kleinem Raum Pflanzen verschiedenster ökologischer Ansprüche in enger Abfolge vorkommen.

Die Vielgestaltigkeit der Lebensräume spiegelt sich in der hohen Zahl des botanischen Inventars des Nationalparks Berchtesgaden wieder:

Über 600 Flechtenarten
ca. 2000 Pilzarten
ca. 500 Moosarten
über 900 Gefäßpflanzen

bilden einen einzigartigen Lebensraum.

Als gesichert nachgewiesen sind im Nationalpark Berchtesgaden knapp über 900 Blüten- und Farnpflanzen dokumentiert, mit den ungesicherten Vorkommen – bei nicht bestätigten Funden, älteren Angaben, Bestimmungsunsicherheiten u. ä. – erhöht sich ihre Zahl im Nationalpark Berchtesgaden laut LIPPERT et al. (1997) auf etwa 1100 Arten.

Das Zusammenspiel der Artenvielfalt mit ihrer Umgebung bildet jene Lebensräume aus, die sich an die Umweltbedingungen optimal angepaßt haben. Abb.1 zeigt die Übersicht der Biotoptypen des Nationalparks Berchtesgaden.

3 Grundlagen

Pflanzenarten, deren Verbreitung in kleinem Maßstab dargestellt wird, sind zumeist durch Präsenz/Absenz innerhalb definierter Teilrastrer dokumentiert und lassen wenig schlüssige Aussagen über die speziellen Anforderungen an ihren Lebensraum zu. In begrenzten, kleinräumigen Gebieten ist eine flächige Darstellung der ge-

eigneten Lebensräume einer Spezies möglich, sofern ihre standörtlichen Ansprüche innerhalb dieses Gebietes bekannt sind. Voraussetzung für ein individuenbasiertes Simulationsmodell sind zahlreiche floristische Studien im Gebiet (vgl. GUI SAN & SPICHIGER, 1996).

Mit Geographischen Informationssystemen (GIS) lassen sich ökologische Fragestellungen sowohl räumlich als auch statistisch auswerten. Im GIS können statistische Analysen aus flächenbezogenen Karten hergestellt werden. Zusätzlich werden synthetischen Faktoren – in Form neuer Kartenschichten – durch Kombination verschiedener thematischer Karten hergeleitet.

Um aussagekräftige Verbreitungsmodelle von Pflanzenarten erzeugen zu können, ist es generell von Vorteil einerseits eine große Menge an Aufnahmematerial aus der Geländearbeit zur Verfügung zu haben und andererseits eine standortsbeschreibende Datenbasis sowie eine solide vegetationsbeschreibende Datengrundlage – wenn möglich in Form einer Vegetationskarte – zur Auswertung verwenden zu können.

Vegetationskarte

Aufgrund der langjährigen Tradition der botanischen Forschung liegen wie kaum in einem anderen Gebiet der Alpen eine Vielzahl an floristischen bzw. vegetations-

kundlichen Beobachtungen vor. Während noch im letzten Jahrhundert vorwiegend Florenlisten erstellt wurden, lag der Schwerpunkt der Forschung im 20. Jahrhundert in der Erfassung pflanzensoziologischer Strukturen nach der Aufnahmemethode von BRAUN-BLANQUET (1964). Die hierbei erhobenen Vegetationsaufnahmen bildeten auch die Grundlage für die Vegetationskarte des Nationalparks Berchtesgaden.

Von den zahlreichen Untersuchungen flossen folgende fünf Arbeiten in die Vegetationskarte ein, die teilweise digital vorliegen:

- Untersuchung der Pflanzengesellschaften des Nationalparks Berchtesgaden (LIPPERT, 1966).
- Forschungsarbeit über die Waldgesellschaften des Nationalparks Berchtesgaden (STORCH, 1985).
- Kartierung im subalpinen/alpinen Bereich im Rahmen des „MAB-Programms“ (HERMANN et al., 1988).
- Untersuchungen über die Vegetation der Almen von SPRINGER & SPATZ (1985).
- Pflanzensoziologische Arbeiten aus dem Wimbachgries von THIELE (1978).

Die restlichen, noch nicht vegetationskundlich bearbeiteten Bereiche des Nationalparks Berchtesgaden wurden mittels Luftbild interpretiert. Damit wurden die Lücken der Vegetationskarte (Abb. 2) geschlossen.

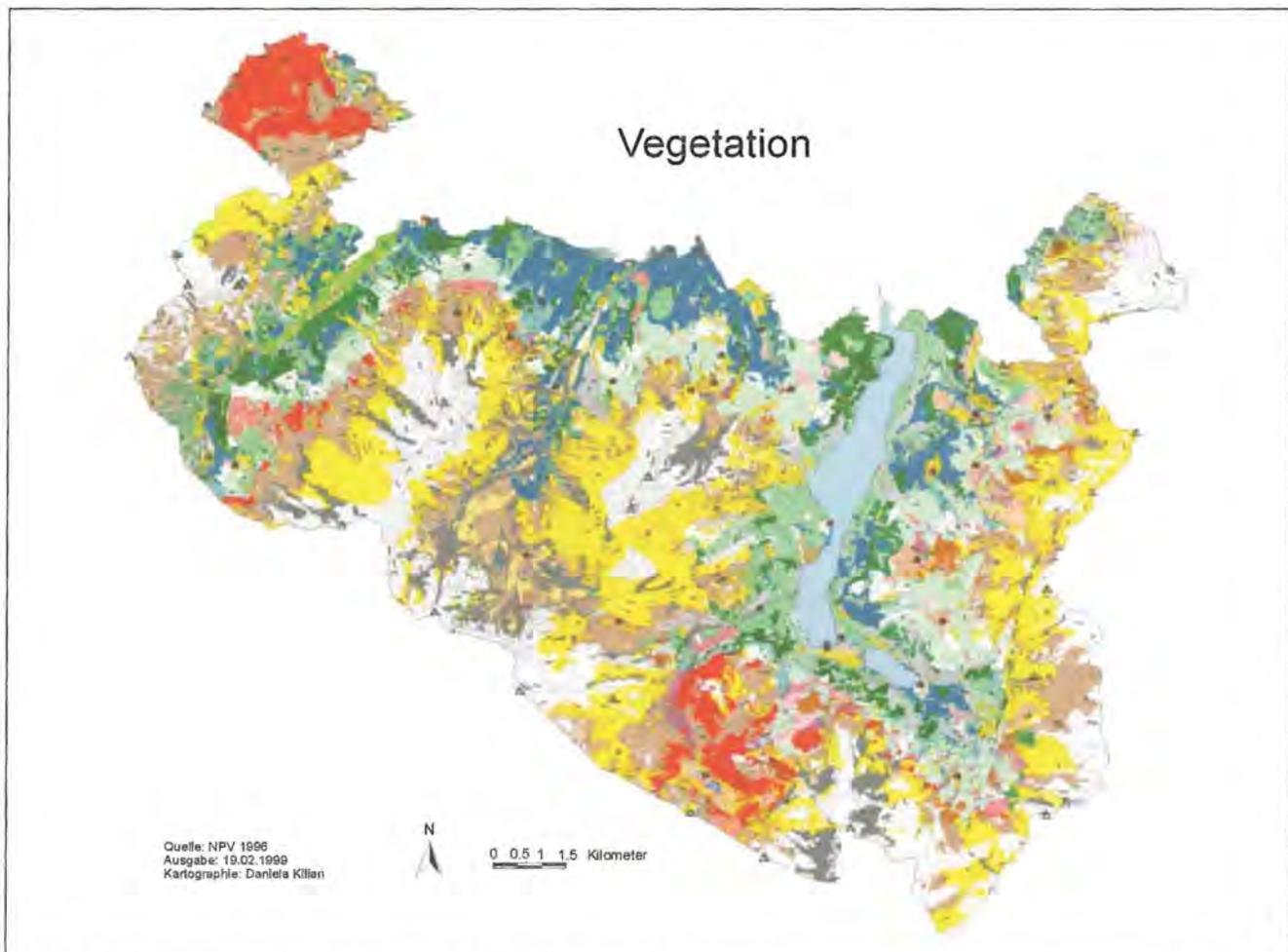


Abb. 2: Verteilung der 52 Vegetationseinheiten im Nationalpark Berchtesgaden: Vegetationskarte (Geographisches Informationssystem der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden).

Datengrundlage

Ein wichtiger Bestandteil der ca. 3000 pflanzensoziologischen Aufnahmen im Nationalpark sind die Beschreibungen der standörtlichen Gegebenheiten zu den Aufnahme­flächen, die in einer Datenbank abgelegt wurden. Dadurch sind für jeden Aufnahmepunkt neben der zugehörigen Artenliste wertvolle Informationen wie die Höhe des Aufnahmeortes ü. NN., die Neigung, Exposition und andere Parameter gegeben.

Zusätzlich wird Expertenwissen zu Verbreitungsfaktoren für künftige Berechnungen in eine Botanische Datenbank (BoDaBa) integriert, die in diesem Projekt aufgebaut wird. (vgl. Kap. 4).

Thematische Karten

Verbreitungsfaktoren, die im Geographischen Informationssystem der Nationalparkverwaltung als thematische Karten verfügbar sind, wie z.B. Höhe, Exposition, Inklination, Geologie, Vegetation, klimatische Faktoren oder Biotop- und Nutzungstypen werden zur Erstellung der Modelle herangezogen.

Modelleichung

Zur Validierung der Modelle wird auf einen Teil der Daten aus den pflanzensoziologischen Aufnahmen zurückgegriffen. Im Zuge der pflanzensoziologischen Untersu-

chungen wurden die jeweiligen Aufnahmeorte von den Erfassern in topographische Karten eingezeichnet und später ins Geografische Informationssystem der Nationalparkverwaltung überführt. Abb. 3 zeigt die Lage der Aufnahmepunkte im Nationalpark in Nordansicht.

Aussagen über die Qualität der berechneten Modelle können einerseits durch die Bewertung der Eingangsvariablen in statistischen Verfahren, andererseits durch den Vergleich von vorhergesagten und beobachteten Werten und durch Überprüfung der simulierten Flächen im Gelände getroffen werden.

4 Datenbank

Die projektbezogenen Daten werden im GIS der Nationalparkverwaltung in zwei Bereichen verwaltet. Flächenbezogene Daten sind über die GIS-Software ArcInfo räumlich verfügbar, Daten die z. B. zusätzliche Informationen zur Pflanzenart beinhalten, sind in der RDBMS-Software ORACLE in Form einer relationalen Datenbank abgelegt und können über Referenzspalten mit den raumbezogenen Daten verbunden werden. Einzelne Pflanzenarten werden den zugehörigen aufnahmepunkt- und artspezifischen Daten in der Datenbank über mehrere Relationen zugeordnet.

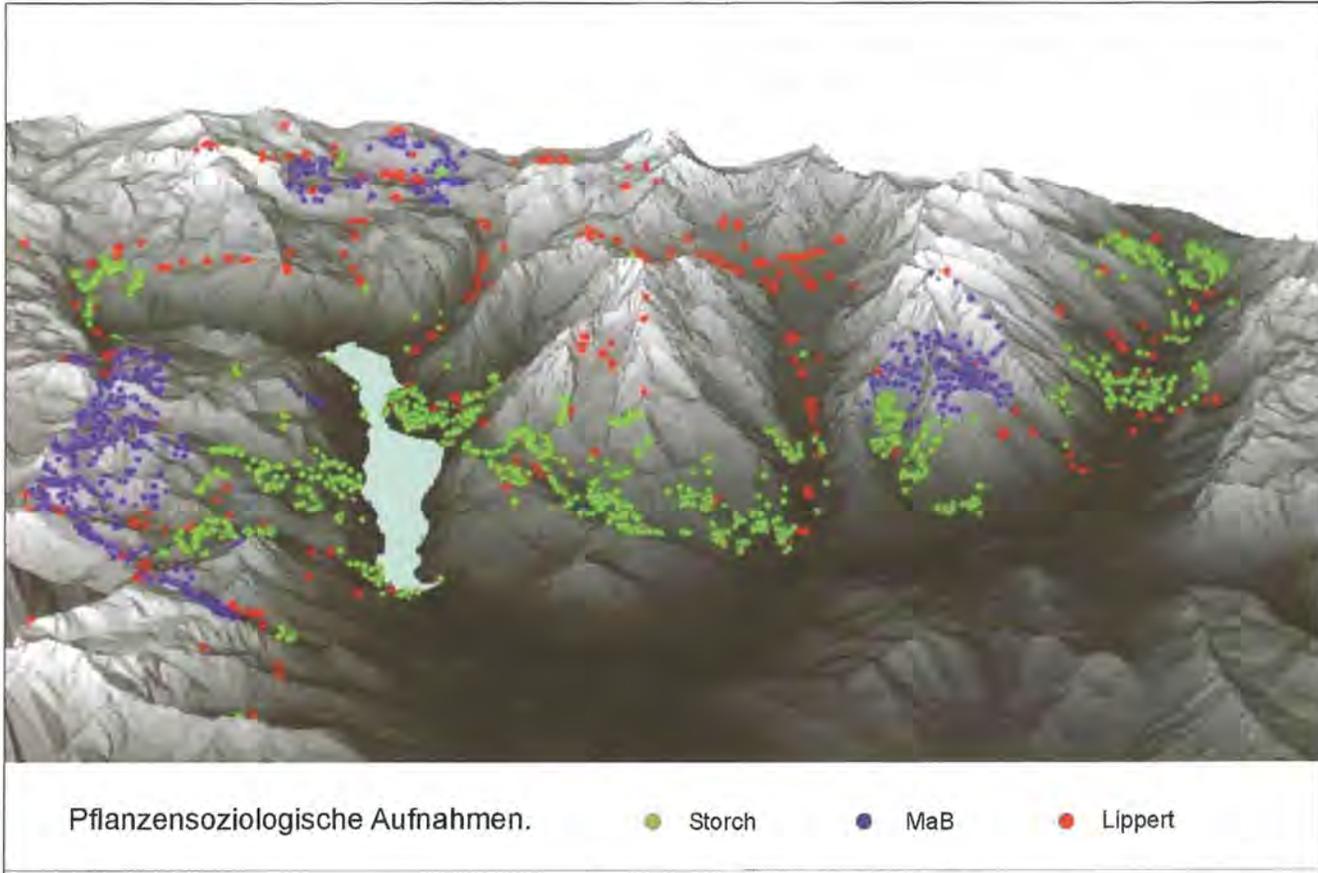


Abb. 3: Lage der pflanzensoziologischen Aufnahmen im Nationalpark Berchtesgaden (STORCH 1985, HERMANN et al 1988 = MaB, LIPPERT 1966).

Für zukünftige Modellbildungen soll zusätzlich zu den Informationen aus der vorliegenden Datenbasis Expertenwissen in die Berechnungen einfließen. Zu diesem Zweck wird eine floristisch-ökologische Datenbank erstellt, in der die artspezifischen Faktoren aus der Fachliteratur eingebunden sind.

Die Datenbank wird für jede Pflanzenart des Nationalparks Berchtesgaden jene Angaben aus der Fachliteratur über die Standortsansprüche und Merkmale enthalten, welche die einzelne Art charakterisieren. Ebenso werden die Informationen des letzten botanischen Forschungsberichtes über die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Berchtesgaden (LIPPERT et al., 1997) eingebunden, da sie vor allem bei seltenen Arten wichtige Einzelfundangaben enthalten.

5 Modellerstellung

Die Verbreitungskarten werden nach folgenden Schritten erzeugt (vgl. KIENAST et al, 1994):

- *Prüfung der Punktdaten*
Die Standortinformationen der pflanzensoziologischen Aufnahmen werden auf ihre Gültigkeit überprüft.
- *Datenaufbereitung von nationalparkweit verfügbaren Standortfaktoren im GIS*
Flächendeckend erhobene, digitale Daten – wie digitales Höhenmodell (DHM) und thematische Karten (vgl. Kap. 3) – bilden die landschaftsökologische Datenbasis.

- *Aufbau einer floristisch-ökologischen Datenbank*
Vgl. Kap. 4

- *Verknüpfung der Datengrundlagen*

Durch Verknüpfung der Punktdaten mit der landschaftsökologischen Datenbasis und der Botanischen Datenbank erfolgt die Zuordnung der Umgebungsfaktoren zum Standort.

- *Auswertung*

Die Standortvariablen werden in statistische Beziehung zum Pflanzenvorkommen gebracht und ihr Zusammenhang zum Auftreten bzw. ihre Abhängigkeit untereinander festgestellt.

- *Modelltest für ausgewählte Pflanzenarten*

Die Auswertungsergebnisse werden im Geographischen Informationssystem umgesetzt und für ausgewählte Pflanzenarten die räumliche Verteilung erzeugt.

- *Modellvalidierung*

Die Überprüfung des Modells erfolgt an einem unabhängigen Datensatz, der nicht zur Modellerstellung verwendet wurde.

- *Modellevaluierung anhand von Felderhebungen*

Um zur geeigneten Methode zu gelangen, ist die Geländearbeit letztlich der entscheidende Teil, in dem die Plausibilität des Modells durch Vergleich der digitalen mit den realen Daten anhand von Testgebieten überprüft wird, und dadurch Korrekturen bzw. Impulse in das Verfahren einfließen.

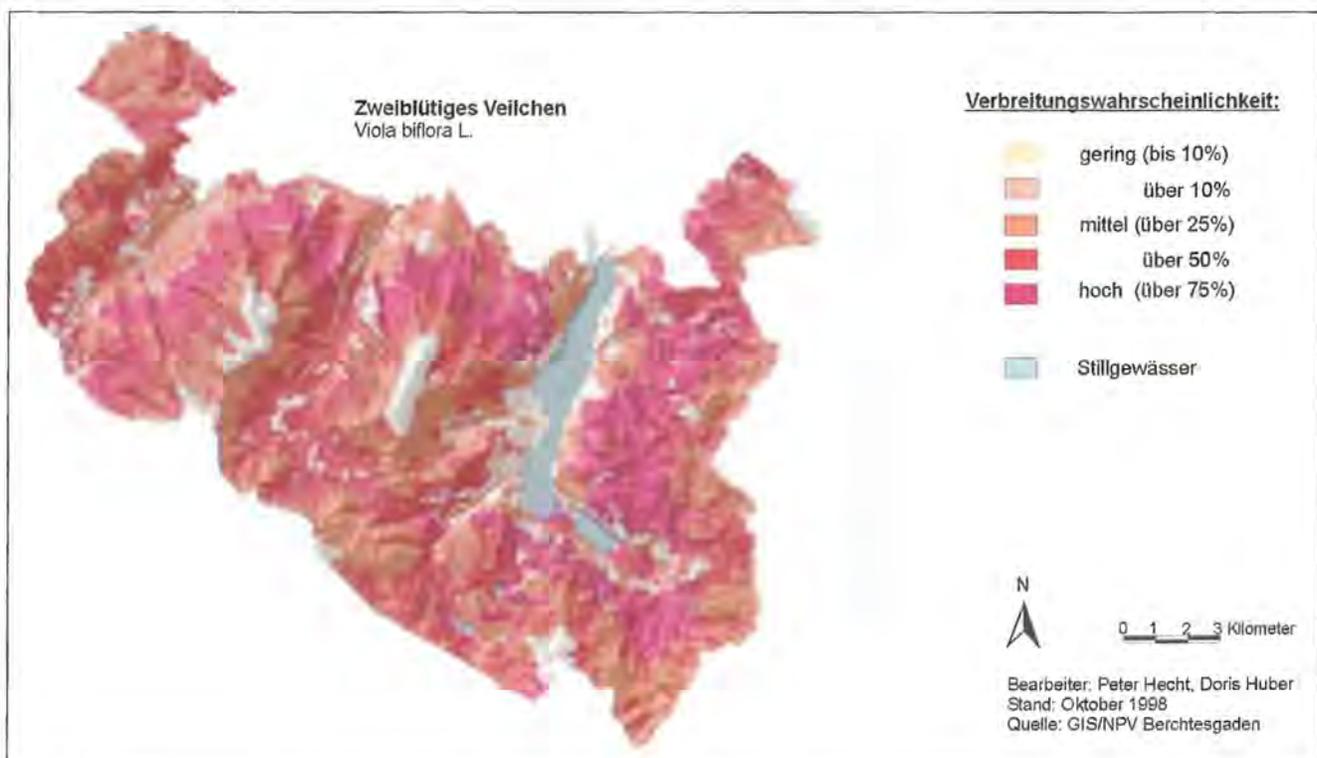


Abb. 4: Verbreitungsmuster von *Viola biflora* im Nationalpark Berchtesgaden.

6 Zwischenergebnisse

Unter Einbeziehung einer geringen Anzahl an standortsbeschreibenden Daten lassen sich anhand der daraus ergebenden Verbreitungsmuster erste Aussagen zur räumlichen Verteilung einer Art treffen.

In bisherigen Modellversuchen wurden die Aufnahme- punkte ausgewählter Pflanzenarten mit den Informationen der Vegetationskomplexe, der Höhe über NN., Exposition und Inklination verknüpft, daraus erste Standortspräferenzen abgeleitet und entsprechend ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit räumlich abgebildet.

Im Folgenden werden drei Verbreitungskarten von Pflanzenarten, gestuft nach ihrer Auftretenshäufigkeit im Nationalparkgebiet, dargestellt.

Viola biflora

Viola biflora, das Zweiblütige Veilchen, ist eine jener Pflanzenarten des Nationalparks Berchtesgaden, die sehr häufig anzutreffen ist. Es wächst bevorzugt an feuchten Standorten und zwar in allen Höhen – überall wo schattige, geschützte Wuchsorte sind.

Die Verbreitungskarte (Abb. 4) zeigt das großflächige Auftreten der Art mit ihrem Schwerpunkt in den mittleren Lagen des Nationalparks. Eine hohe Antreffwahrscheinlichkeit ist im Modell bei den hochmontanen Bergmischwäldern wie den verschiedenen Ausbildungen der Tannen-Buchenwälder und dem Bergahorn-Buchenwald sowie den subalpinen zwergstrauchreichen Fichten- und Lärchenwäldern erkennbar. Ein hohes Auftreten besitzt es auch in Latschengebüschern oder Fels-

schuttgesellschaften, ebenso flächenmäßig große Anteile stellen die Magerrasen- und Felsspaltengesellschaften dar, in denen es noch mit mittlerer Verbreitungswahrscheinlichkeit vorkommt. Mit unterschiedlicher Häufigkeit tritt *Viola biflora* in den Wäldern der mitelmontanen Stufe auf.

Carex sempervirens

Die Horst-Segge, *Carex sempervirens*, hat ihre Verbreitungsschwerpunkte (Abb. 5) in der subalpinen/alpinen Höhenstufe, in der sie bis ca. 2400 m Höhe im Nationalpark Berchtesgaden beobachtet wurde. Dort wächst die Horst-Segge bevorzugt in süd- bis westexponierter Lage in dem nach ihr benannten Blaugras-Horstseggenrasen, der im Nationalpark Berchtesgaden häufig anzutreffen ist. Mittlere Verbreitung weist die Horstsegge an Schutt- und Felsstandorten sowie weiteren Magerrasengesellschaften auf, geringeres Vorkommen besitzt sie in den Latschen- und Almrosengebüschern oder dem Lärchen-Zirbenwald. Selten wächst *Carex sempervirens* in den Wäldern der mittel- und hochmontanen Stufe des Nationalparks Berchtesgaden.

Bei verhältnismäßig seltenem Vorkommen einer Pflanzenart stößt die flächendeckende Modellberechnung an ihre Grenzen, da aufgrund der geringen Nachweise statistische Abhängigkeiten zur Umgebung nur ungenügend beschrieben werden können. Je weniger vom Auftreten einer Pflanzenart bekannt ist, desto schwieriger lässt sich seine Verbreitung berechnen – vor allem das dem Betrachter zufällig erscheinende Auftreten einer Pflanzenart in einem Gebiet ist schwer zu erfassen. Sind nur Einzelvorkommen von einer Pflanzenart bekannt, ist es deshalb am sinnvollsten, lediglich aktuelle Fundpunkte in der Verbreitungskarte darzustellen.

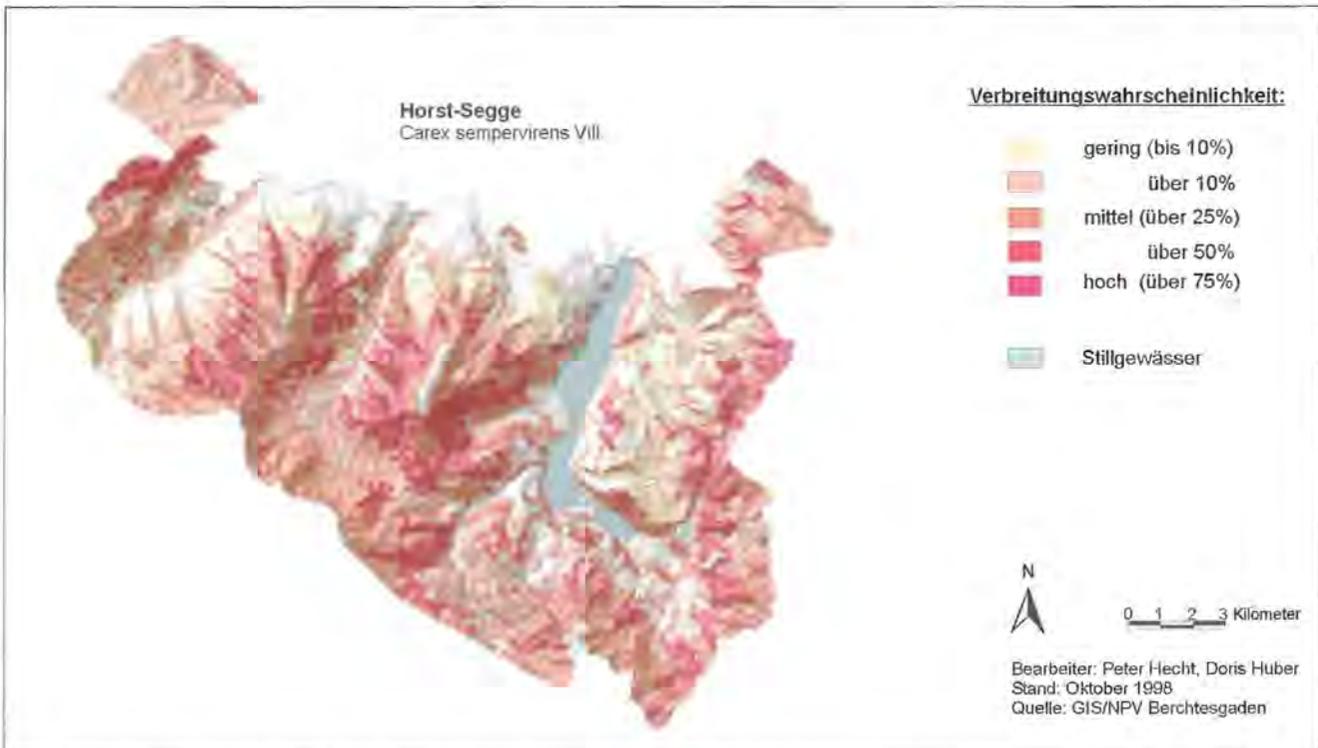


Abb. 5: Verbreitungskarte von *Carex sempervirens* im Nationalpark Berchtesgaden.

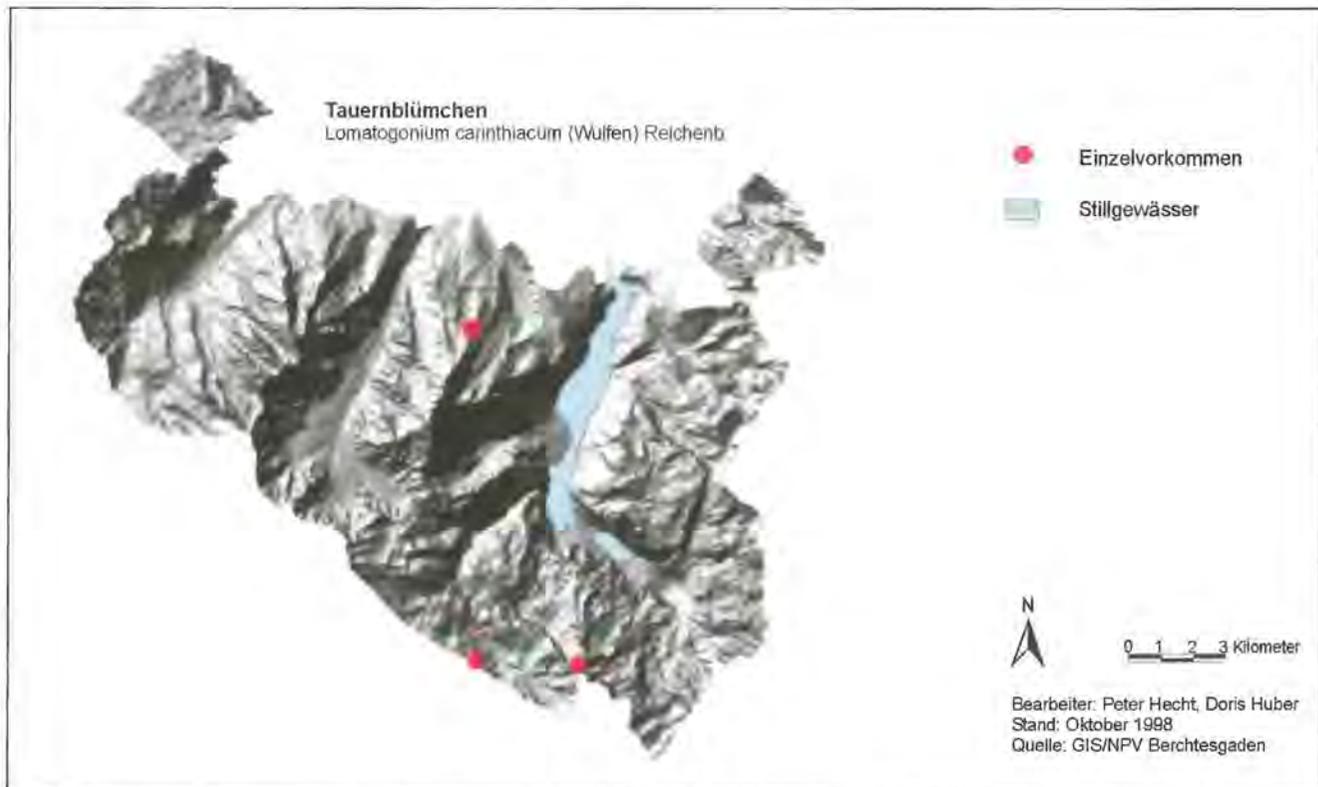


Abb. 6: Fundorte von *Lomatogonium carinthiacum* im Nationalpark Berchtesgaden.

Lomatogonium carinthiacum

Das eigentliche Verbreitungszentrum besitzt das einjährige Tauernblümchen auf Urgestein in den Hohen Tauern Österreichs. Im Nationalpark Berchtesgaden es ist nur sporadisch an geeigneten Wuchsorten anzutreffen, dementsprechend selten sind auch die belegten Funde dieser Art (Abb. 6).

7 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorgestellten Ansatz wurde die Herstellung von Verbreitungsmustern mit einer begrenzten Auswahl an Standortfaktoren erprobt. Aufgabe künftiger Modellentwicklungen dieses Projektes wird es sein, die standortsprägenden Faktoren einer Pflanze flächendeckend zu erfassen und sie entsprechend ihrem Einfluss auf die Verbreitung und ihrer gegenseitigen Korrelationen statistisch zu bewerten. Dabei werden unterschiedliche Modellansätze erprobt und die geeignete Methode durch statistische Verfahren gewählt.

Die Verknüpfung von räumlichen Daten ermöglicht es grundsätzlich, aussagekräftige Auswertungen durchzuführen. Die Verschneidung der Verbreitungskarten mit anderen Forschungsdisziplinen bietet eine Vielzahl an interessanten Auswertungsmöglichkeiten. Zum Beispiel können Habitatsmodelle von Tierarten, im besonderen

von Nahrungsspezialisten, die an eine Pflanzenart gebunden sind, berechnet werden.

Weitere wichtige Aufgaben liegen im Bereich des Umweltmonitorings oder in Aussagen zum Artenschutz. Die Aufgabe der Pflanzenökologie geht nach WILDI (1986) auch dahin, Veränderungen und zukünftige Zustände vorauszusagen. Die raum-zeitliche Darstellung der Vegetationsverteilung bietet sich hier an, um Veränderungen der Vegetation bedingt durch Umwelteinflüsse abzuschätzen (KIENAST et al., 1998).

Die Komplexität der Wechselbeziehungen und die individuellen Faktoren der Einzelart machen es oft schwierig, Schlüsse zu ziehen und zu generalisieren. Erst das Zusammenwirken der abiotischen und biotischen Faktoren sowie der historischen Entwicklung lassen die Verteilungsmuster der Pflanzenart zustande kommen. Die Aufgabe in der Weiterführung des Projektes wird es sein, diese Faktoren soweit als möglich zu berücksichtigen, sofern deren Einberechnung zu plausiblen Aussagen führen.

Die Weiterentwicklung der Geografischen Informationssysteme wird in Zukunft noch genauere Ergebnisse liefern. Und trotzdem wird auch künftig nie ersetzbar sein, die Natur vor Ort zu studieren. Denn nur durch das unmittelbare Erleben ist auch das Begreifen möglich. Die zu erzielenden Ergebnisse des Projektes sollen vor allem dazu beitragen, ökologische Zusammenhänge zu veranschaulichen und dadurch Einsicht in den naturräumlichen Reichtum und der damit einhergehenden ökologischen Vielfalt des Nationalparks zu erhalten.

8 Literatur

- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg), 2001: Nationalparkplan Berchtesgaden, Entwurf. – Stand 30.03.2001.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage. – Springer, Wien.
- GUISAN A., SPICHIGER R., 1996: Alplandi project. – Modelling the potenzial habitat of alpine species. – http://www.cjb/projects/an_ALPLANDI.html
- HERMANN TH., KOPPEL J.G., KRUGER G. M., MOSER M., 1988: MAB-Projekt 6 Ökosystemforschung Berchtesgaden. – Abschlussbericht Fachbereich 02, Band D/II.
- KIENAST F., BRZEZIECKI B., WILDI O., 1994: Computergestützte Simulation der räumlichen Verteilung naturnaher Waldgesellschaften in der Schweiz. – Schweiz. Z. Forstwesen 145(4): 293–309.
- KIENAST F., WILDI O., BRZEZIECKI B., ZIMMERMANN N., LEMM R., 1998: Klimaänderungen und mögliche langfristige Auswirkungen auf die Vegetation der Schweiz. – vdf – Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, 71 S.
- LIPPERT W., 1966: Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 39: 67–122.
- LIPPERT W., SPRINGER S., WUNDER H., 1997: Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks. – Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte 37: 1–128.
- SPRINGER S., SPATZ G., 1985: MAB-Projekt 6: Ökosystemforschung Berchtesgaden: Günlandkartierung auf Almen im Alpenpark Berchtesgaden-Abschlussbericht. – Lehrstuhl für Grünlandlehre und Futterbau der TU München-Weihenstephan. 165 S., Freising.
- STORCH M., 1985: Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Alpenpark Berchtesgaden. Manuskript, 96 S.
- WILDI O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel 90: 1–226.
- THIELE K., 1978: Vegetationskundliche und pflanzenökologische Untersuchungen im Wimbachgries. – Aus den Naturschutzgebieten Bayerns 1: 1–74, München.

Anschrift der Autoren:

Mag. rer. nat. Peter Hecht
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Mag. rer. nat. Doris Huber
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Zwanzig Jahre Singvogelforschung im Nationalpark Berchtesgaden

Astrid Schuster

1 Einleitung

Außer der von MURR (1975) veröffentlichten Zusammenstellung von Einzelbeobachtungen aller Vogelarten der Jahre um 1920–1960 für das Gebiet des heutigen Nationalparks mit Vorfeld (Alpenpark) sowie der bayerischen Brutvogelkartierung (NITSCHKE & PLACHTER 1987) lagen zu Anfang des Nationalparks für das Gebiet keine Vogelbestandsaufnahmen von Singvögeln vor. Somit war es Ziel der Vogelforschung, die Singvogelbestände (*Passeres*) und soweit möglich auch *Nonpasseres* im Nationalpark und seinem Vorfeld zu erfassen und mit Hilfe des damals völlig neuen Geographischen Informationssystems (GIS) zu Verbreitungskarten umzusetzen. Offen war dabei besonders die Frage, ob die im GIS vorhandenen Gebietsmerkmale (Variablen) wie Landnutzungstyp, Höhe, Hangneigung etc. zur Erzeugung von Verbreitungskarten ausreichen, und wie viele Vogeldaten pro Gebiet, Art oder Biotop dafür erhoben werden müssen.

2 Die Jahre 1978–1987

In den ersten Jahren des Nationalparks war die Singvogelforschung noch in keinem Projekt vertreten. Vielmehr widmeten sich die ornithologischen Forschungen den Greifvögeln und Eulen (LINK 1988) sowie den Geiern, insbesondere mit Blick auf eine Wiederansiedlung des Bartgeiers im NP-Gebiet als Teil eines alpenweiten Projektes (MÄCK & BÖGEL 1989, BÖGEL 1991).

Von 1985 an wurden dann im Rahmen des MAB-6-Programmes „Einfluss des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“ erste Singvogel-Kartierungen im Nationalpark durchgeführt. BANSE (1988a) kartierte in den damals allgemein ausgewählten vier Testgebieten mittels Punktstopps die singenden Männchen. Ziel der Untersuchungen war eine ornithologische Bewertung der Biotoptypen (Realnutzungstypen) mittels Singvögeln, d. h. die Daten wurden biotopbezogen erhoben. Damit war die Möglichkeit gegeben, erste Verbreitungsmodelle einzelner Vogelarten zu erstellen (BANSE 1988b).

→ Den Verbreitungsmodellen

liegt folgendes Prinzip zu Grunde: Die Modelle beruhen

auf der Annahme, dass eine Art, die im Untersuchungsgebiet x-mal in einem Lebensraum bestimmter Ausstattung (Biototyp, Höhe ü.NN) als Brutvogel angetroffen wurde, auch in allen weiteren Gebieten gleicher Ausstattung mit der entsprechenden Häufigkeit als Brutvogel zu erwarten ist. Das Verhältnis von Beobachtungen einer Vogelart je Biototyp (Höhe, Exposition, Hangneigung) zur Anzahl Kartierungen in dem Typ gilt dabei als Maß für die Häufigkeit der Art. Die Analyse der Kartierungsdaten sowie Literaturdaten und Expertenwissen liefern die pro Art nutzbaren Biototypen und Höhenstufen. Es wurden nur mögliche Brutbiotope in die Modelle aufgenommen, nicht außerhalb davon liegende Nahrungsbiotope. Die Modelle stellen also die mögliche (potenzielle) Brutverbreitung einer Art dar.



Abb. 1: Ein großer Teil der Vogelkartierungen, die von April bis Anfang Juli stattfinden, erfolgt noch im Schnee, v.a. in den höheren Lagen.

3 Die Jahre 1988–1998

Als 1988 der Aufbau des Geographischen Informationssystems für den Nationalpark mit Vorliegen der ersten vollständigen Grundkarte (KGG) abgeschlossen war, konnten die von BANSE erarbeiteten Vorgaben für Verbreitungsmodelle zu ersten Verbreitungskarten umgesetzt werden (SCHUSTER 1990, 1992, 1994). Dabei wird der Übergang

→ vom Punkt zur Fläche

vollzogen, d.h. von ± punktförmig erhobenen Daten zur flächenhaften Darstellung der Artverbreitung. Die entstehenden Karten zeigen die für die jeweilige Art geeigneten Bruthabitate und damit die mögliche Verbreitung. Sie werden daher „Potenzialkarten“ genannt.

In den Jahren 1988 bis 1992 erfolgten dann auf ganzer Fläche des Nationalparkes und seines Vorfeldes Vogelkartierungen, zum einen mit dem Ziel der „Inventarisierung“ der vorkommenden Arten, zum anderen zur Erstellung von Verbreitungskarten aller einzelnen Singvogelarten mit Hilfe des GIS.

Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes und da die Erhebungen direkt auf die Untersuchungen von BANSE aufbauten sowie seine Ergebnisse miteinbezogen, wurde zur Vogelerfassung weiterhin die Methode



Abb. 2: Das Foto gibt einen Einblick in die vielen Biototypen wie Seen, Wiesen, Wälder, Almen, Latschen und Fels, und ihre oft kleinräumige Verzahnung ineinander.

der Punkttaxierung (BLONDEL et al. 1970, BANSE 1988a, SCHUSTER 1990) gewählt. Hierbei werden an jedem Aufnahmepunkt fünf Minuten lang alle Vögel mit revieranzeigenden Merkmalen zur Brutzeit notiert und entsprechend den Beobachtungen wie bei NITSCHKE & PLACHTER (1987) als mögliche bis sichere Brutvögel eingestuft. Die Kartierungen erfolgten – soweit möglich – in allen Biototypen und Höhenstufen, und immer vom selben Beobachter. Damit erstreckten sich die Untersuchungen auf Höhenlagen zwischen 500 m NN und 2700 m NN und beinhalteten von Siedlungen über Gewässer, Wälder, Almen bis zu Fels und Eis des Hochgebirges die verschiedensten Lebensraumtypen.

Durch die Analyse und Darstellung der Verbreitungskarten einzelner Arten über mehrere Jahre, d. h. auf Grund verschiedener Datenmengen, wurde

→ die Methode getestet.

Die Verbreitungskarten wurden überprüft, im jeweils folgenden Jahr neue Kartierungsdaten erhoben, und danach die Modelle verbessert. So wurde auch der Mindestbedarf benötigter Kartierungsdaten für die Potenzialkarten ermittelt.

Die Methode hat sich als gut brauchbar erwiesen (SCHUSTER 1992, 1994). Für drei Viertel der 65 Singvogelarten konnten die Potenzialkarten gut abgesichert und für „gut“ bis „ausreichend genau“ eingestuft werden. Für ca. ein Viertel der Singvogelarten ist die Methodik v. a. aufgrund von Problemen bei der Datenerhebung, teils auch der GIS-Faktoren, nicht geeignet. Es fehlen z. B. Kleinstrukturen, die mitunter eine wichtige Voraussetzung sind, damit eine Vogelart ein Gebiet besiedelt. So sind für die Verbreitungskarte des Neuntöters (*Lanius collurio*) Kleinstrukturen wie Einzelbäume, Hecken etc. wichtig, die für das Untersuchungsgebiet zwar kartiert, bisher aber nicht ins GIS aufgenommen sind. Für die übrigen Singvogelarten genügen jedoch die Höhenstufen und die durch Luftbild-Auswertung (Infrarotbilder und Orthofotos) gewonnenen – Biototypen zur Beschreibung der Brutgebiete, in der Genauigkeit wie sie mit Punkttaxierungen für ein so großes Gebiet erhoben werden können. ANDERSON 1981 (in MÜHLENBERG 1989) sagt zur Frage der Vegetationsstruktur und Vogelgemeinschaften: „Häufig werden Makro-Merkmale wie Kronenschluß, Vorhandensein oder Fehlen einer Vegetationsschicht am Boden im Mikro-Maßstab recht umständlich gemessen. Viele Makro-Merkmale können aber oft schon über Luftbilddauswertung ökonomischer als vor Ort gesammelt werden.“

Wenn auch Kleinstrukturen nicht berücksichtigt werden konnten, so gingen in einige Modelle dagegen schon einfache Nachbarschaftsbeziehungen ein. Z. B. wurden für Arten wie den Baumpieper (*Anthus trivialis*) nur Wälder angrenzend an Freiflächen als Brutgebiet gewertet. (Diese Berechnung erfolgte über einen Pufferstreifen rund um die Wiesen etc.).

Insgesamt bildet das GIS die Verteilung über das Gesamtgebiet sehr differenziert ab und hat damit gerade in so vielgestaltiger Landschaft (Abb. 2) wie im Untersu-



Abb. 3: Der Hausrotschwanz, eine typische Art im Untersuchungsgebiet.

chungsgebiet große Vorteile gegenüber Rasterdarstellungen, die bisher in der Regel für größere Gebiete verwendet wurden. Wenn auch bei den Brutvogel-Atlanten der Vorteil besteht, dass für jedes beschriebene Raster Daten vorliegen (Art brüdet/brüdet nicht), so muss doch abstrahiert werden, dass oft nicht das ganze Rasterfeld geeigneter Lebensraum ist. Bei den Potenzialkarten liegen dagegen nicht für die gesamte Fläche Daten zugrunde, dagegen sind ungeeignete Biotope aus dem dargestellten Verbreitungsgebiet ausgenommen. Außer-

dem ist es durch geeignete Darstellung (Abb.4) möglich, sowohl das potenziell genutzte Gebiet als auch das tatsächlich beobachtete Vorkommen zu beschreiben.

Die Potenzialkarten zeigen sehr detailliert die Unterschiede der Brutgebiete verschiedener, häufiger Arten: z. B. die nur punktuellen Brutmöglichkeiten (einzelne Bauernhöfe) für Schwalben (*Hirundo rustica/Delichon urbica*) oder Bachstelzen (*Motacilla alba*) im Gegensatz zu den großflächigen Brutmöglichkeiten für Arten wie Amsel (*Turdus merula*), Buchfink (*Fringilla coelebs*) etc., oder die Zerrissenheit des Habitats von Arten wie dem Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*, Abb. 3), der sowohl die Felsregion als auch die Siedlungen als Brutgebiet nutzt.

Ein Vorteil der vorgestellten Methode liegt auch darin, gut begründete Aussagen für unzugängliche Gebiete machen zu können, die – wie häufig im Hochgebirge – nicht oder nur unter Riesenaufwand mit klassischen Siedlungsdichteuntersuchungen erfassbar sind. Auch BEZZEL (brieflich 1989) vertritt die Auffassung, es gälte grundsätzlich, „dass in einem Gebirgsgebiet relative Zahlen oft wesentlich mehr aussagen können als mühselig erarbeitete Abundanzwerte auf kleinen Flächen ... Die klassische Siedlungsdichteuntersuchung mit Hilfe der Revierkartierung hat sich nicht bewährt.“

In einem weiteren Schritt erstellten wir für das Birkhuhn stärker

→ **differenzierte Modelle,**

indem wir zwischen Balz- und Brut-/Rastgebiet unterschieden und beides in einer Karte zusammen darstellten (SCHUSTER & D'OLEIRE-OLTMANN 1994, SCHUSTER 1995).

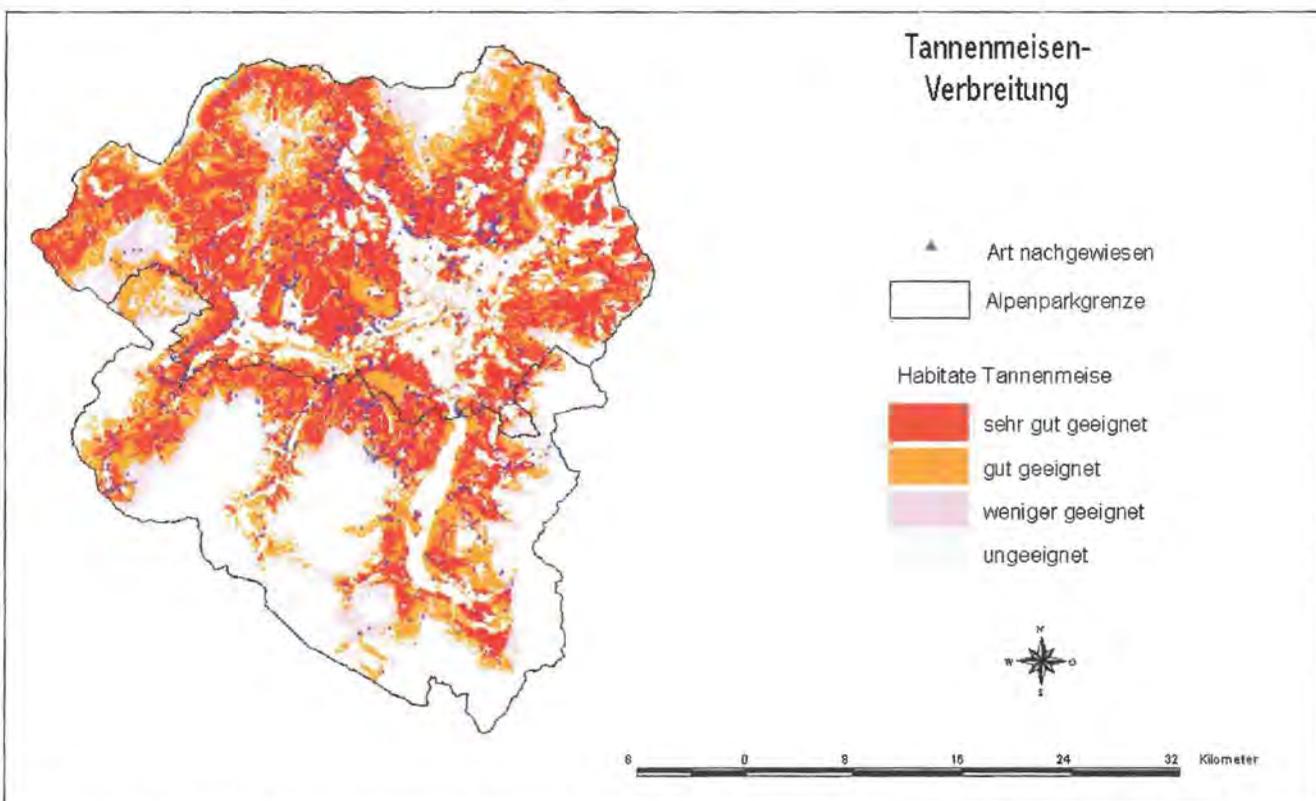


Abb. 4: Die Karte zeigt die Potenzialkarte der Tannenmeise, d. h. die potenziellen Habitate in 3 Eignungsklassen, sowie alle Nachweispunkte.

Besonders störungsempfindliche und bedrohte Tierarten der Roten Liste

 Vorkommen von besonders störungsempfindlichen Tierarten

Die Karte stellt Beobachtungspunkte der besonders störungsempfindlichen Tierarten Auerhuhn, Weißdunstspecht und Quellschnecke sowie beobachtete Horststandorte der Störche dar. Um jeden Beobachtungspunkt wurde ein Kreis mit einem Radius von 500 m gelegt. Die innerhalb dieses Kreises gelegenen Biotops (CBR-Typen), die für die jeweilige Art geeignete Lebensräume bilden, wurden farblich dargestellt. Dadurch entsteht das in der Karte wiedergegebene Muster. Die Methode wurde gewählt, um zu zeigen, dass um einen Beobachtungspunkt nicht zwingend überall geeigneter Lebensraum vorhanden ist (weitere Erläuterungen siehe Methodenband).

 Stügemässer

 Nationalparkgrenze

 Staatsgrenze



Nationalparkplan

Karte 19

Besonders störungsempfindliche und bedrohte Tierarten der Roten Liste

Maßstab: 1:50.000

Ausgabe: 30.03.2001

Quelle: A. Schuster, W. d'Olleire-Oltmanns, P. Pechacek, R. Bögel 1996

Kartografie: D. Killian

Kartengrundlage: Rasterdaten

des Bayerischen Landesvermessungsamtes

<http://www.bayern.de/vermessung>

Nutzungserlaubnis vom 09.01.2001,

Az.: VM 3850 B - 4848

Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium

für Landesentwicklung und Umweltfragen

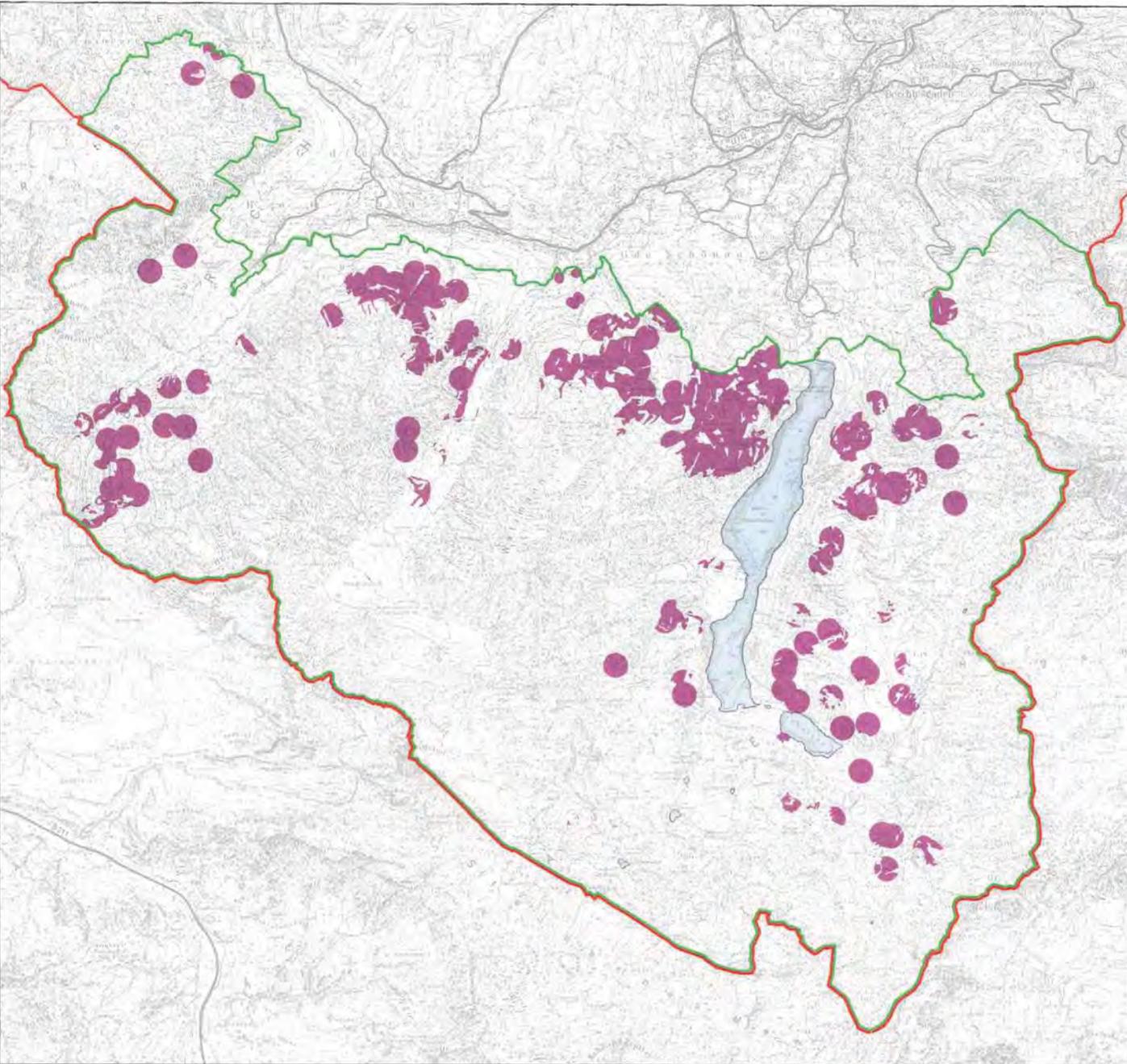


Abb. 5. Die Karte zeigt die Gebiete im Nationalpark, in denen bedrohte Tier-Arten vorkommen, die besonders störungsempfindlich sind. Diese Flächen sind bei allen Managementmaßnahmen genau zu beachten (aus Nationalparkplan, Bay. StMLU 2001).

Seltenheit und Gefährdung von Tierarten der Roten Liste (Brutvögel)

- sehr wenige Rote-Liste-Arten
zumeist der unteren Gefährdungskategorien
- wenige Rote-Liste-Arten zumeist der
unteren und mittleren Gefährdungskategorien
- mittlere Anzahl an Rote-Liste-Arten
zumeist der mittleren Gefährdungskategorien
- viele Rote-Liste-Arten zumeist
der mittleren und hohen Gefährdungskategorien
- sehr viele Rote-Liste-Arten
zumeist der hohen Gefährdungskategorien
- Stillgewässer
- Nationalparkgrenze
- Staatsgrenze



Nationalparkplan

**Karte 18
Seltenheit und Gefährdung von
Tierarten der Roten Liste (Brutvögel)**

Maßstab: 1:50.000
 Ausgabe: 30.03.2001
 Quelle: A. Schuster, W. d'Oleire-Ottmanns,
 P. Pechacek, R. Bögel 1996
 Kartografie: D. Kilian
 Kartengrundlage: Rasterdaten
 des Bayerischen Landesvermessungsamtes
<http://www.bayern.de/vermessung>
 Nutzungserlaubnis vom 09.01.2001,
 Az.: VM 3850 B - 4849
 Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium
 für Landesentwicklung und Umweltfragen

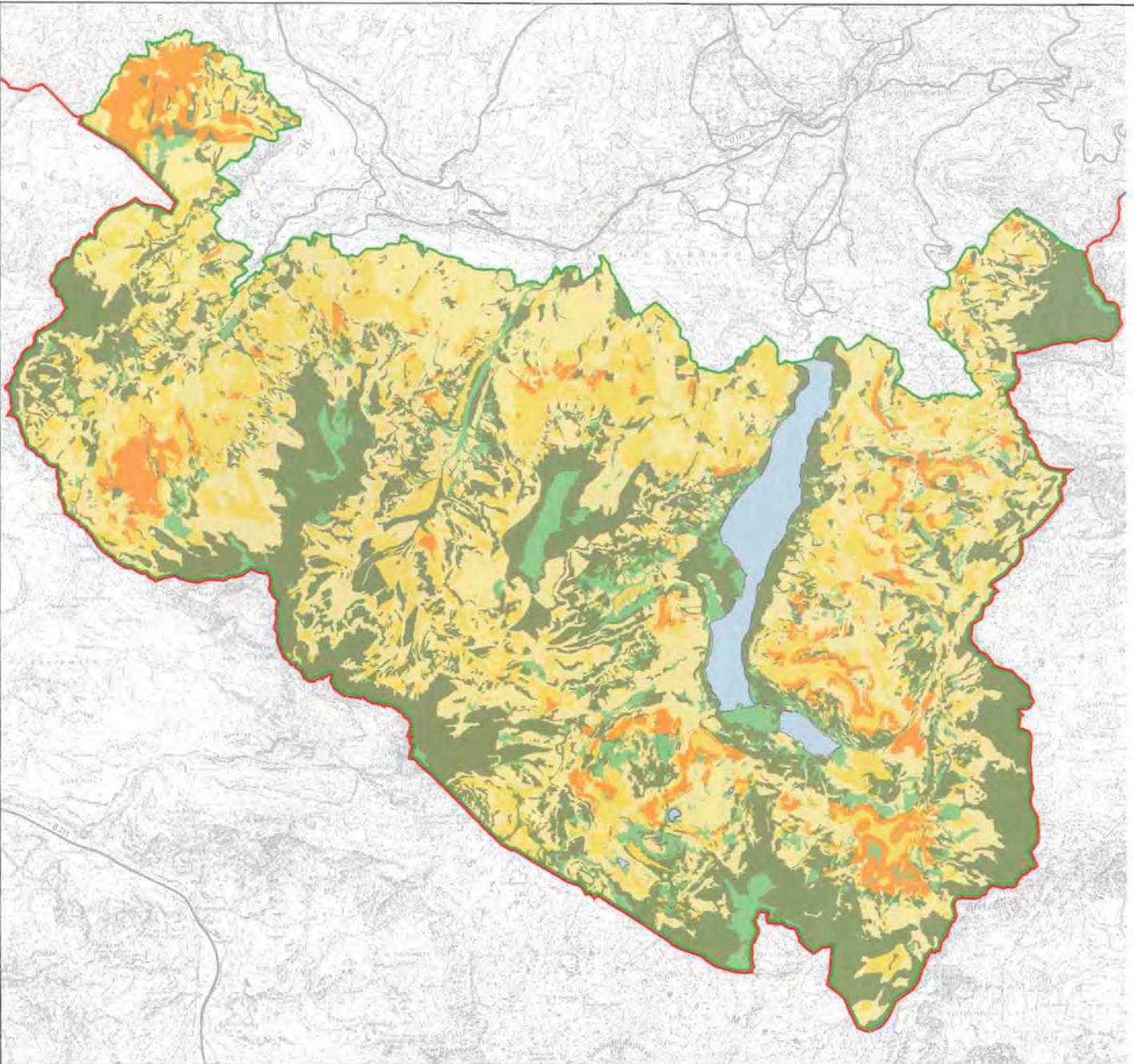


Abb. 6: Die Karte zeigt eine Bewertung des Nationalparks aus ornithologischer Sicht. Für die Bewertung wurde sowohl die Anzahl gefährdeter Arten pro Flächeneinheit als auch die artspezifische Gefährdungskategorie verrechnet (aus NP-Plan, Bay. StMULU 2001).

Das Erarbeiten des Verbreitungsgebietes über die verschiedenen Biotopfaktoren, evtl. inklusive Störfaktoren, bringt uns auch dem Verständnis der für die Tiere wichtigen Variablen näher. Voraussetzung ist natürlich, dass die errechneten Karten überprüft werden und die tatsächliche Verbreitung abbilden.

Nachdem alle Einzelkarten fertig und bewertet waren, und die Methode im ganzen für gut befunden war, hatte sich inzwischen aufgrund der Zusammenarbeit mit den anderen deutschen Biosphärenreservaten eine Umstellung des Biotoptypenschlüssels vom ursprünglich verwendeten Schlüssel der „aktuellen Landnutzung“ (Realnutzungstyp = Rntyp) auf den CIR-Schlüssel (BUNDESAMT F. NATURSCHUTZ 1995) ergeben. Gleichzeitig mit der Typenumstellung war auch das erste „Update“ der ursprünglichen Datenbasis erfolgt (KIAS et al. 1994), womit z. B. Veränderungen an Windwurfflächen im Park dokumentiert wurden. Um mit der beschriebenen Methode und den erarbeiteten Verbreitungsmodellen weiterarbeiten zu können, war es daher erforderlich, in einem Folgeprojekt die Modelle auf den neuen Biotoptypenschlüssel umzustellen. Eine 1:1-Übertragung war für viele Typen nicht möglich, was die Umstellung recht aufwendig machte, weil daher teilweise neue Analysen sowie Neubewertungen und auch noch neue Kartierungen erfolgen mußten (SCHUSTER 1996a, 1996c, 1999).

Ein wesentlicher Vorteil der Verwendung von GIS-gestützten Verbreitungskarten, liegt in der Möglichkeit zur Überlagerung von Einzelkarten und damit der Darstellung der
→ Verbreitung von Artengruppen.

So lassen sich über einfache Rechenvorschriften die Verbreitung von Gilden wie Höhlenbrütern, oder die Artendichte (Anzahl Arten in derselben Fläche) oder das gleichzeitige Vorkommen von Rote-Liste-Arten in bestimmten Gebieten darstellen (SCHUSTER 1992, 1996 b).

Die Darstellung des gemeinsamen Vorkommens von Arten im selben Gebiet über die Verwendung/„Verschneidung“ mehrerer einzelner GIS-gestützter „Artkarten“ erlaubt auch die Betrachtung der Beziehungen von Arten verschiedenster Tiergruppen. Beispielhaft haben wir dazu mögliche Räuber-Beute-Beziehungen zwischen Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Fuchs (*Vulpes vulpes*) modelliert (SCHUSTER & D'OLEIRE-OLTMANN 1993, SCHUSTER 1995). Dabei können ebensogut in anderen Studien erarbeitete Daten, Analysen, Modelle oder Karten verwendet werden wie eigene. In unserem Beispiel zogen wir die von BERBERICH (1989) erstellten „Fuchs-Modelle“ hinzu. Die Möglichkeit der kartenmäßigen Darstellung derartiger Artengruppen oder Beziehungen zwischen Arten hat gerade auch für Planung und Schutz oder Management hohe Bedeutung.

So nutzten wir die Möglichkeiten, die das GIS bietet, für den zu erstellenden Nationalparkplan („Managementplan“). Wir erarbeiteten z. B. eine Karte der wichtigsten Aufenthaltsorte besonders störungsempfindlicher Arten wie beispielsweise des Adlers (*Aquila chrysaetos*), des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) oder des Weißrückenspechts (*Dendrocopos leucotos*). Hierzu wurden alle Nachweise (punktgenau) im Gebiet mit einem artspezifischen Puffer umgeben, der dem durchschnittlichen Aktionsradius oder der Störempfindlichkeit entsprach. Alle für die Art geeigneten Habitate in diesen Pufferflächen bilden dann das in Abb. 5 dargestellte störungsempfindliche Gebiet.

Für den Nationalparkplan machten wir auch einen weiteren Schritt in der GIS-Anwendung in zoologischer Forschung. Wir kamen zur
→ flächenhaften Darstellung von Bewertungen.

Die Karte des gemeinsamen Vorkommens der Rote-Liste-Arten (Abb. 6) enthält hiermit nicht nur Verbrei-

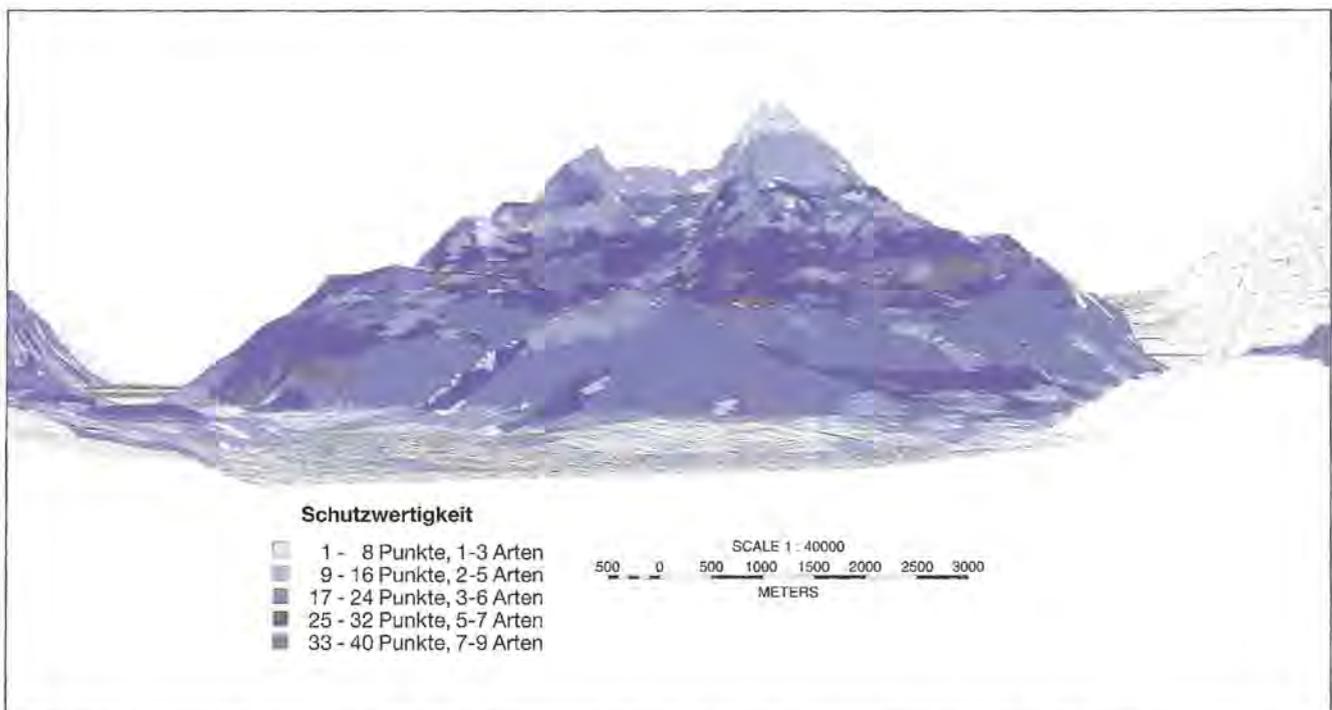


Abb. 7: 3-dimensionale Darstellung der Schutzwertigkeit aufgrund des Vorkommens von Rote-Liste-Arten im Watzmanngebiet.

tungsangaben, sondern auch unterschiedliche Wertigkeiten der einzelnen Arten. Bei der Modellbildung legten wir nicht einfach die Potenzialkarten gleichwertig übereinander, sondern wichteten die Arten entsprechend ihres Rote-Liste-Status. Eine Fläche (Polygon) in der eine vom Aussterben bedrohte Art (Kategorie 1 Rote Liste) vorkam, erhielt 4 Punkte, eine potenziell gefährdete Art (Kat. 4) dagegen nur 1 Punkt. Bildet dieselbe Fläche Habitat für Auerhuhn (Kat. 1), Weißrückenspecht (Kat. 2) und Gartenrotschwanz (Kat. 3), so erhielt sie 4 + 3 + 2 Punkt, also die Punktsumme 9. Nach der Analyse aller so im Nationalpark erreichten Punktsummen wurden Klassen gebildet, und danach die Bewertungskarte für Rote-Liste-Arten (Abb. 6) erstellt. Sie stellt also eine Bewertung der Schutzwürdigkeit aller Einzelparzellen innerhalb des Gesamtgebietes aus ornithologischer Sicht dar.

Zur besseren Veranschaulichung kann dann mittels des GIS

→ die Darstellung in 3-D (dreidimensional)

erfolgen. Die oben erläuterte Bewertungskarte ist in Abb. 7 für das Watzmann-Gebiet dreidimensional dargestellt. Diese Darstellungsweise sollte gerade dem weniger mit dem Gebiet und den GIS-Karten vertrauten Planer oder Politiker die Verknüpfung von Forschungsergebnissen oder Schutz-Anforderungen mit dem betroffenen Ort erleichtern (SCHUSTER 1998).

Wenn auch ein Schwerpunkt der Arbeiten in den letzten 10 Jahren auf den lokalen Kartierungen und Verbreitungskarten lag, so liefen die Forschungen doch auch immer

→ als Monitoring.

Das geschah einerseits durch die Einbindung in bayern- oder deutschlandweite Programme. So wurden Kartierungsdaten dem Dachverband Deutscher Avifaunisten für ein deutschlandweites Monitoring (FLADE 1992, FLADE & SCHWARZ 1996) zur Verfügung gestellt, die Erhebungsmethode sogar in bestimmten Gebieten daran angepasst. Ebenso stellte in den Jahren seit 1997 die Bearbeitung der Vogeldaten und gezielte Kartierung für den neuen Bayerischen Brutvogel-Atlas einen weiteren Schwerpunkt der Arbeiten dar (SCHUSTER 1999).

Andererseits wurde auch die Langfristigkeit vor Ort, d. h. das lokale Monitoring nie außer Acht gelassen. So war die Erstellung eines Vogelmonitoring-Konzeptes für den Nationalpark Berchtesgaden (SCHUSTER 1996a), eingepasst in die Monitoring-Ansprüche und -Konzepte von Biosphärenreservaten (SCHÖNTHALER et al. 1994) Teil der ornithologischen Arbeiten der letzten Jahre.

Die Zusammenarbeit mit anderen Schutzgebieten, insbesondere mit dem Biosphärenreservat Rhön und dem Schweizerischen Nationalpark diente dem Abgleich von Methoden und der weiteren Verwendung der in den jeweiligen Gebieten gemachten ornithologischen Forschungen (FILLI et al. 1998).

4 Schlußbetrachtung und Ausblick

Die Singvogelforschung in den ersten 20 Jahren war vor allem bestimmt durch die Zählung und Kartierung der Arten und die Darstellung ihrer Verbreitung mit Hilfe des GIS.

Das GIS ermöglicht den Übergang vom Punkt zur Fläche, von punktuell erhobenen Daten zu flächigen Verbreitungskarten. Es erlaubt auch gut begründete Aussagen für unbegehbare Gebiete, wenn Daten aus vergleichbaren Biotopen vorliegen. Für die Verbreitungskarten werden Modelle erstellt, die dann geprüft, verbessert und getestet werden. Am Beispiel der Singvögel wurden die ersten einfachen Verbreitungskarten erstellt und die Methode getestet. Diese hat sich als allgemein gut brauchbar erwiesen, wenn bestimmte Voraussetzungen eingehalten werden.

In weiteren Schritten wurden dann stärker differenzierte Modelle und die Verbreitung von Artengruppen dargestellt. Wie das Beispiel Räuber-Beute-Beziehung zwischen Fuchs und Birkhuhn zeigt, verbessert das GIS die Möglichkeiten, einmal erhobene Originaldaten wie auch deren Analysen und Projekt-Ergebnisse in weiteren Arbeiten zu nutzen und direkt damit weiterzuarbeiten.

Schließlich folgte als weiterer logischer Schritt die flächenhafte und ggf. dreidimensionale Darstellung von Bewertungen, was gerade in der Planung große Bedeutung hat.

Als letzter Schritt in der bisherigen Singvogelforschung wurden für einige Arten die Modelle auf größere Räume, d.h. auf Bayern übertragen (SCHUSTER 1999). Verbesserte Rechenkapazitäten und das Vorliegen einer bayern- oder gar deutschlandweiten Datenbasis mit den Corine-Landcover-Typen ermöglichten diesen Schritt.

Alle Arbeiten waren eingebunden in die anderen zoologischen Forschungen im Nationalpark Berchtesgaden. Teils bildeten die am Beispiel der Singvögel getesteten Methoden der Verbreitungsmodelle und die Umstellung auf den neuen Biotoptypenschlüssel die Grundlagen für weitere Arbeiten. So wurden dann in anderen Projekten, z. B. für Adler oder Gams oder für das Auerhuhn (EBERHARDT 1999, SCHUSTER & EBERHARDT 1999) sehr viel komplexere Modelle erarbeitet.

Die nächsten, zukünftigen Schritte könnten weitere differenzierte oder komplexe Modelle sein, aber auch die Weiterarbeit an der Übertragung auf größere Räume, die bisher nur für wenige Singvögel exemplarisch erfolgte, im Steinadlerprojekt dagegen intensiv erprobt wurde.

Neben den Untersuchungen zu Verbreitung und Habitatsprüchen von Arten bzw. der Modellbildung sollte in Zukunft auch das Monitoring im Nationalpark einen wichtigen Schwerpunkt in der Singvogelforschung bilden.

Die verstärkte Einbindung Deutschlands in europäische/internationale Naturschutzprogramme und die Zusammenarbeit mit anderen Schutzgebieten machen die oben genannten Arbeiten notwendig.

Literatur

- BANSE, G. (1988a): Bewertung der Realnutzungstypen über Singvögel. – MAB-6 Projekt, Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 61 S.
- BANSE, G. (1988b): Grundlagen zur Formulierung von Rechenvorschriften für die Erstellung von Karten der potenziellen Brutverbreitung von Singvogelarten. – Bericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 66 S.
- BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (2001): Nationalparkplan. – Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 202 S.
- BERBERICH, W. (1989): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. – Forschungsbericht 17, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 71 S.
- BLONDEL, J., C. FERRY & B. TROCHOT (1970): La méthode des indices ponctuel d'abundance (IPA) ou des relevés d'avifaune par „stations d'écoute“. – *Alauda* 38, 55–71.
- BÖGEL, R. (1991): Einsatzmöglichkeiten der Telemetrie zur Überwachung ausgewilderter Bartgeier – eine Methodenabwägung. – Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (Hrsg.): *Bartgeier-Bulletin* 13: 43–46.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1995): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). – Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Heft 45, 153 S.
- EBERHARDT, R. (1999): GIS-gestütztes Habitateignungsmodell für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. – Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 37 S.
- FILLI F., SCHUSTER A. & ROBIN K. (1998): GIS-gestützte Darstellung der Verbreitung von Singvögeln im Schweizerischen Nationalpark. – *Ornithol. Beobachter* 95/4: 249–258.
- FLADE, M. (1992): Langzeituntersuchungen der Bestände häufiger deutscher Brutvögel: Stand und Perspektiven. – *Die Vogelwelt* 113: 2–20.
- FLADE, M. & J. SCHWARZ (1996): Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitorprogramms. – *Vogelwelt* 117: 235–248.
- KIAS, U., DEMEL, W. & K. REITER (1994): Nachführung von digitalisierten räumlichen Daten im Nationalpark Berchtesgaden. – FH Weihenstephan, Freising-Weihenstephan, 113 S. + Anh.
- LINK H. (1988): Der Einfluss der landschaftlichen Gegebenheiten auf die Populationen von Greifvögeln und Eulen im Alpenpark Berchtesgaden. – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 191 S.
- MÄCK, U. & R. BÖGEL (1989): Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeiern. – Forschungsbericht 18, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 147 S.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. – UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg u. Wiesbaden, 430 S.
- MURR, F. (1975): Die Vögel der Berchtesgadener und Reichenhaller Gebirgsgruppen. – *Monticola* Bd. 4 Sonderheft 75/77, 183 S.
- NITSCHKE, G. & H. PLACHTER (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979–1983. – Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, München, 269 S.
- SCHÖNTHALER, K., KERNER, H.-F., KÖPPEL, J. & L. SPANDAU (1994): Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. – Umweltbundesamt Berlin, 354 S.
- SCHUSTER, A. (1990): Ornithologische Forschung unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. – Salzburger Geographische Materialien, Heft 15: 115–123.
- SCHUSTER, A. (1992): Vogelbestandsaufnahmen und ihre Umsetzung zu Verbreitungskarten mit Hilfe eines geographischen Informationssystems. – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 169 S.
- SCHUSTER, A. (1994): Regional distribution of breeding birds elaborated by a Geographic Information System – possibilities and limitations. – In: Hagemeijer, W. & T. J. Verstrael (eds.) (1994): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects.* – Proceedings of the 12th Int. Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout. SOVON & Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen: 493–501.
- SCHUSTER, A. (1995): Interactions between animals and human activities to develop management strategies with GIS. – In: Bissonette, J. A. & P.R. Krausman (eds.) (1995): *Integrating people and wildlife for a sustainable future.* – Proceedings of the first International Wildlife Management Congress 1993, The Wildlife Society, Bethesda, Md.: 556–560.
- SCHUSTER, A. (1996 a): Beurteilen und Anpassen von Erhebungsmethoden bei Vögeln an die integrierte ökosystemare Dauerbeobachtung. – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 50 S.
- SCHUSTER, A. (1996 b): Singvögel im Biosphärenreservat Berchtesgaden. – Forschungsbericht 34, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 116 S.
- SCHUSTER A. (1996c): Aufbereiten der ornithologischen Untersuchungen für den Nationalparkplan und Weiterführung des Zoologischen Informationssystems. – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 30 S.
- SCHUSTER, A. (1998): The application of spatial distribution data on endangered bird species for calculating conservation values. – Poster in 22. Int. Ornithological Congress, Durban (ZA), 16.–22.8.98.
- SCHUSTER, A. (1999): Singvogelmonitoring und CIR-Datenbasis. – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 22 S.
- SCHUSTER, A. & W. d'OLEIRE-OLTMANN (1993): Lebensraumanalysen für Birkhühner (*Lyrurus tetrix*) auf der Grundlage eines geographischen Informationssystems. – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz – Materialien 2/93: 61–67.
- SCHUSTER, A. & W. d'OLEIRE-OLTMANN (1994): Die Verbreitung des Birkhuhns (*Lyrurus tetrix*) in einer anthropogen überprägten Alpenlandschaft. – *Verh. Ges. f. Ökologie* (Innsbruck 1993) 23: 95–100.
- SCHUSTER, A. & R. EBERHARDT (1999): The capercaillie: habitat model used for conservation strategies. – Poster in 2nd Int. Wildlife Management Congress, Göddöllo (HUN), 28.6.–2.7.99.

Anschrift der Autorin:

Dr. Astrid Schuster
Vinkelvej 5, Ganløse
DK - 3660 Stenløse
e-mail: astrid.bo@lazy.dk

Wie geht es den Wäldern im Nationalpark und seinen Spechten?

Peter Pechacek

1 Einleitung

Spechte gelten allgemein als typische Waldbewohner und besiedeln vor allem ungleichaltrige, stufige und durch einen hohen Totholzanteil charakterisierte Waldbestände. Solche Wälder werden allgemein als naturnah bezeichnet, da sich ihr Waldaufbau weitgehend mit unseren Vorstellungen über die Naturwälder deckt. Durch ihre Tätigkeit als Höhlenbauer beeinflussen Spechte das Vorkommen von anderen Tierarten, die an die Nutzung der verbliebenen Spechthöhlen angewiesen sind. Sie spielen somit eine wichtige Rolle in einem ausgewogenen Naturhaushalt.

Aufgrund dieser Eigenschaften formulierte die Nationalparkverwaltung einen weit über die Kenntnisse von Biologie der Rote-Liste-Arten hinausgehenden Forschungsauftrag, der vor allem auf die Frage abgestimmt war, wie sich avifaunistische Daten mit bestimmten Walddaten koppeln lassen, um forstliche Aussagen bezüglich der Waldentwicklung aus der zoologischen Sicht beurteilen zu können. Verschiedene Informationen innerhalb der Datenbank der Nationalparkverwaltung sollten dabei zur integralen Analyse der Nahrungs- und Lebensraumansprüche der Spechte herangezogen werden, um Interpretationen für Nutzungen und Meinungen zu erarbeiten.

Dieser Auftrag wurde im Rahmen von zwei Forschungsprojekten umgesetzt (PECHACEK 1995, 1999). Im Mittelpunkt beider Untersuchungen stand dabei die Wechselbeziehung zwischen den verschiedenen Aspekten der freien Waldentwicklung und der Reaktion von Spechtpopulationen. Die wichtigsten erzielten Erkenntnisse zur Ökologie der Spechte werden im nachfolgenden Vortrag vorgestellt.

Danksagung: Herr Dr. W. d'Oleire-Oltmanns leitete die beiden Projekte in die Wege und sie anschließend mit Rat und Tat kräftig unterstützte, Herr Dr. A. Krištín vom Institut für Ökologie des Waldes der Slowakischen Akademie der Wissenschaften in Zvolen/Slowakische Republik übernahm die Bestimmung der Kotprobeninhalte. Alle Mitglieder der Zoologen-Gruppe bei der Nationalparkverwaltung trugen mit vielen konstruktiven Diskussionen zum Gelingen der Untersuchung bei. Herr Dr. H. Zierl verfolgte die Studie mit großem Interesse. Die Forschungsprojekte wurden vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen

finanziert und vom Lehrstuhl für angewandte Zoologie der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität in München/Freising-Weihenstephan getragen. Die Koordinierung übernahm Herr Prof. Dr. W. Bäumler.

2 Material und Methoden

Entsprechend dem Projektvorhaben wurden im Nationalpark drei Testgebiete festgelegt. Die ausgewählten Testflächen – „Hirschbichtal“, „Steinberg“ und „Watzmann-Nord“ – lagen westlich des Königssees und umfassten insgesamt eine Fläche von rund 4400 ha. Bei ihrer Auswahl wurde primär ihre Erreichbarkeit und ihre Begehrbarkeit berücksichtigt. Der Waldanteil nahm rund 80 % an der Gesamtfläche ein. Der größte Flächenanteil entfiel auf die Höhenstufen von 1300 bis 1500 m ü.NN. Nur wenige Flächen lagen unterhalb von 1000 m ü.NN. Die meisten Bereiche waren nordöstlich und nordwestlich exponiert. Im Untersuchungsgebiet dominierte der Nadelwald (Fichte), gefolgt vom Bergmischwald mit überwiegend Nadelholz und Fichten-Lärchen-Wald. Ein hohes Totholzangebot in allen Formen und Zersetzungsstadien war für das gesamte Testgebiet charakteristisch. Die abgestorbenen Bäume kamen einerseits verstreut in Waldbeständen vor, andererseits flächig konzentriert nach „Katastrophenereignissen“, wie z. B. Windwurf oder Insektenbefall.

Die Verteilung der Spechte im Untersuchungsgebiet wurde anhand einer Kartierung ermittelt. Im zweiten Forschungsprojekt wurde beim Dreizehenspecht auch Radiotelemetrie eingesetzt. Das Nahrungsspektrum wurde anhand von Kotproben studiert. Die Habitatpräferenzen und die Abhängigkeit von verschiedenen Strukturparametern wurden mit der modifizierten „bird-centered vegetation sampling“ Methode (MÜHLENBERG 1993) untersucht. Die aufgenommenen Daten wurden digitalisiert und in die Datenbank der Nationalparkverwaltung aufgenommen. Durch eine Verschneidung mit dem geographischen Informationssystem (GIS) der Nationalparkverwaltung konnte zu jedem Beobachtungspunkt ein Datensatz mit den GIS-Informationen über die Geländeausstattung (Ressourcenangebot) zugeordnet werden. Die durch das GIS nicht er-

fassten Parameter (z. B. Waldalter oder Brusthöhen-durchmesser) wurden direkt am Beobachtungsort ermittelt.

Für die verschiedenen Spechtarten wurden entsprechende Präferenzen bei der Habitatwahl ermittelt. Da das Ressourcenangebot anhand der bekannten Flächenausstattung aus der Waldpflegeplanung und der Waldinventur bzw. aus dem GIS vorgegeben war, konnte ein Vergleich mit der tatsächlichen Nutzung durchgeführt werden. Die absolute Präferenz konnte somit durch die aussagekräftigere, relative Präferenz (IRP¹) nach PUCHSTEIN (1980) bei der Nutzung verschiedener Habitatstrukturen ersetzt werden. Die Ergebnisse dienten der Erstellung eines Modells im GIS zur Bewertung der Spechthabitate im Nationalpark Berchtesgaden.

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Biosphärenreservat Berchtesgaden kommen nicht alle europäische Vertreter der Familie Spechte vor. Während in der äußeren Übergangszone bzw. im Vorfeld des Nationalparks sieben der insgesamt zehn europäischen Spechtarten anzutreffen sind, kommen in der Kernzone des Biosphärenreservats bzw. im Nationalpark selbst nur noch sechs Arten vor. Sie alle zählen zu den regelmäßigen Brutvögeln, sind jedoch unterschiedlich häufig verbreitet.

Der **Buntspecht**, der **Dreizehenspecht** und der **Schwarzspecht** kommen relativ häufig und flächendeckend im gesamten Biosphärenreservat vor. Dabei wird jedoch das Auftreten des Schwarzspechts durch seine auffällige Erscheinung möglicherweise überbewertet. Die beiden Zwillingarten **Grünspecht** und **Grauspecht** sind überwiegend in der strukturreichen Übergangslandschaft zwischen Wald und Flur vertreten, jedoch weniger häufig und nicht flächendeckend. Ihr Vorkommen im Nationalpark ist dementsprechend nur auf wenige Bereiche vor allem in Tallagen an der nördlichen Parkgrenze beschränkt. Die seltenste Art ist der **Weißrückenspecht**, der durch seine versteckte Lebensweise auch häufig übersehen wird. Sein Vorkommen ist auf die vorhandenen, naturnahen Bergmischwaldreste begrenzt. Aufgrund ungeeigneter Bruthabitatstrukturen kann der **Kleinspecht** im Nationalpark lediglich zur Zeit der ausserbrutzeitlichen Streuung beobachtet werden. Hingegen ist er in der begleitenden Flussuferbaumvegetation im Vorfeld des Nationalparks auch zur Brutzeit zu finden.

¹ $IRP = 100 * (M_i / \sum M_i)$
wobei:
 $M_i = Frq(n) : Fläche (ha)$;
 $Frq(n) = \text{Häufigkeit der Art } n$;
 $Fläche (ha) = \text{erfaßte Flächengröße}$



Bild 1: Ein Dreizehenspecht-Männchen an seiner Bruthöhle.

3.1 Höhenstufenbesiedelung

Der **Grauspecht** und der **Grünspecht** erreichten mit 94 % und 49 % maximale, sehr hohe Indexwerte der relativen Präferenz (IRP) in der niedrigsten Höhenstufe zwischen 700 und 800 m ü. NN. Vereinzelt wurde der Grauspecht in einer Höhe bis 1400 m ü. NN beobachtet. Beide Spechtarten hatten ihre Verbreitungsschwerpunkte in den niedrigeren Lagen am nördlichen Parkrand. Der **Dreizehenspecht** und der **Weißrückenspecht** bevorzugten hingegen höhere Lagen. Die maximalen Indexwerte der relativen Präferenz (IRP) von 30 % und 36 % wurden bei den beiden Arten in einer Höhenstufe zwischen 1300 und 1400 m ü. NN festgestellt. Der Dreizehenspecht kam auch in den angrenzenden Höhenstufen häufig vor. Der Weißrückenspecht nutzte Bereiche bis 1100 m ü. NN. Im Höhenbereich von 1500 bis 1600 m ü. NN wurde nur noch der Dreizehenspecht beobachtet und in darüberliegenden Höhenstufen konnten keine Spechtarten mehr nachgewiesen werden. Der **Schwarzspecht** bevorzugte den Bereich zwischen 1100 und 1200 m ü. NN. Er nutzte regelmäßig auch die anschließenden Höhenstufen bis zu einer Meereshöhe von 1300 m ü. NN. Die noch höher gelegenen Waldbestände wurden selten und nur bis zu 1500 m ü. NN genutzt. Die meisten Beobachtungen des **Buntspechts** wurden zwischen 1200 und 1300 m ü. NN registriert (IRP = 21 %). Eine eindeutige Präferenz war jedoch nicht zu erkennen.



Bild 2: Buntspechte kommen im Nationalpark in allen Höhenlagen vor.

3.2 Waldhabitatbesiedelung

Der Waldanteil an der Gesamtuntersuchungsfläche nahm rund 80 % ein. Die restliche Fläche entfiel überwiegend auf Almen, Latschenfelder, alpine Rasen, Felsen, Kies- und Geröllfelder, sowie auf geschlossene Waldungen mit vereinzelt vorkommenden Mooren, Wegen, Lagerplätzen, Wiesen und anderen Nichtholzboden-Flächen. Die auswertbaren Spechtbeobachtungen entfielen vorwiegend auf Waldflächen. Der **Buntspecht**, der **Weißrückenspecht** und der **Dreizehenspecht** wurden fast ausschließlich im geschlossenen Wald beobachtet. Der **Grünspecht**, der **Grauspecht** und der **Schwarzspecht** dagegen, wurden relativ häufig auch auf Wiesen gesichtet. Insgesamt belegten die Ergebnisse, dass Spechte mit Ausnahme des Grün- und Grauspechts typische Waldbewohner sind und nur in Ausnahmefällen außerhalb des deckungsreichen Waldes anzutreffen waren.

Der **Dreizehenspecht** präferierte vor allem den Nadelwald (Fichte), in dem er einen IRP von 16 % erreichte. Zu den bevorzugten Habitaten zählten ferner verschiedene Sukzessionsflächen mit einem IRP von 15 % und lichte Nadelwälder mit 14 %. Auf den Sukzessionsflächen traten Borkenkäfer infolge von Windwürfen stärker in Erscheinung. Dickungen wurden dagegen neben einigen laubholzreichen Mischwaldhabitaten, wie verschiedenen Bergmischwaldtypen, Schluchtwäldern oder Laubwäldern kaum bzw. nicht genutzt.

Laubholzreiche Waldhabitats wurden hingegen vom **Weißrückenspecht** bevorzugt genutzt. Dabei spielten vor allem Bergmischwälder mit einem hohen Anteil an Laubholz eine wichtige Rolle (IRP = 44 %). Wegen seines seltenen Vorkommens im Untersuchungsgebiet konnte er vermutlich in geeigneten, jedoch seltenen Habitats, wie z. B. in Schluchtwäldern oder in lichten Bergwäldern nicht nachgewiesen werden.

Ein hoher IRP-Wert von 64 % wurde beim **Schwarzspecht** in Schluchtwäldern ermittelt. Die Größenordnung muss hier jedoch etwas nach unten korrigiert werden, da der IRP vor allem aufgrund der sehr geringen Flächenausdehnung dieses Habitattyps zustanden kam. Der Schwarzspecht nutzte mit Ausnahme der lichten Laubwälder alle im Untersuchungsgebiet verfügbaren Waldhabitats, allen voran Bergmischwälder mit überwiegend Laubholz und Felsbestockungen (IRP = 6 %), die aufgrund der überwiegend flachgründigen Waldböden auf Kalk im ganzen Nationalpark verstreut vorkommen. Der Fichten-Lärchenwald und reine Lärchenwälder, die nur in einem schmalen subalpinen Bereich vorkommen, wurden sehr selten genutzt. In den übrigen Waldhabitats wurden relativ eng beisammen liegende IRP Werte ermittelt. Dies deutete darauf hin, dass der Schwarzspecht infolge seiner weitreichenden Aktionsräume fast überall anzutreffen war, dabei jedoch laubholzreiche Mischbestockungen bevorzugt aufsuchte.

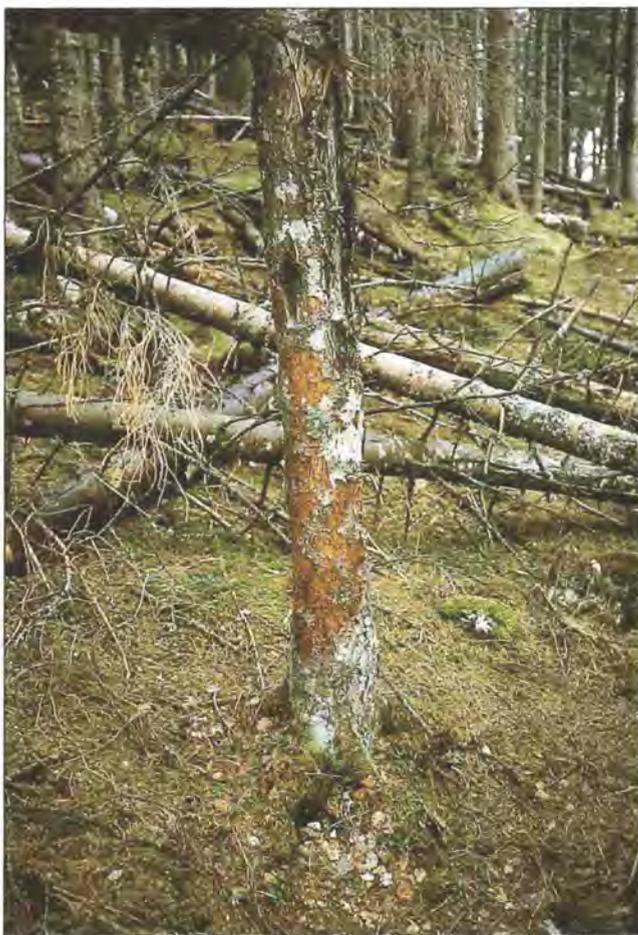


Bild 3: Totholz gehört zu den wichtigsten Requisites im Spechtrevier. Auf diesem abgebrochenen Stamm suchten Dreizehen- und Schwarzspechte regelmäßig nach Nahrung.

Der **Buntspecht** gilt allgemein als Generalist. Er war allerdings nicht in allen Waldhabitaten präsent. Dieser Baumspecht fehlte beispielsweise in Felsbestockungen, Schluchtwäldern und im Lärchenwald, sowie in lichten Laubwäldern und in laubholzreichen Bergmischwäldern. In Fichten-Lärchen-Wäldern und in Dickungen kam er nur selten vor. Lichte Nadelwälder (IRP = 21 %) und nadelholzreiche Bergmischwälder (IRP = 20 %) zählten dagegen zu den bevorzugten Habitaten.

Der nur am Rande des Untersuchungsgebiets vorkommende **Grünspecht** nutzte bevorzugt die Nicht-Wald-Habitats, daneben aber auch Lebensräume im Wald. Er präferierte vor allem lichte Mischwälder (IRP = 12 %), sowie Bergmischwälder (IRP = 8 %) und Felsbestockungen (IRP = 7 %). In einer Reihe von Habitaten, wie z. B. in Lärchen- und Fichten-Lärchen-Wäldern oder in lichten Laubwäldern fehlte jedoch der Grünspecht. Aufgrund seines Randvorkommens waren diese Waldtypen nur in Ausnahmefällen für ihn erreichbar. Eine reichlich strukturierte Überganglandschaft im Vorfeld des Nationalparks, bestehend aus kleinen Waldungen, Wiesen und Almen in den höheren Lagen wurde von ihm am meisten bevorzugt.

Ähnliche Habitatansprüche an eine strukturreiche Überganglandschaft stellte der ebenfalls selten vorkommende **Grauspecht**. Zwischen der Habitatverteilung im Untersuchungsgebiet und der Verbreitung des Grauspechts konnte aufgrund der geringen Anzahl der Beobachtungen keine signifikante Differenz festgestellt werden. Außerhalb der Nicht-Wald-Habitats wurden die größten IRP Werte mit 3 % in lichten Nadelwäldern und mit 2 % in laubholzreichen Bergmischwäldern beobachtet. Diese beiden Waldhabitats wurden vom Grauspecht, jedoch nicht vom Grünspecht genutzt.

Sukzessionsflächen wurden von allen Spechtarten regelmäßig genutzt. Insbesondere der Dreizehenspecht und der Buntspecht wurden hier oft beobachtet. Die Nutzung konzentrierte sich vor allem auf geworfene Waldbestände mit häufigem Borkenkäfervorkommen. Flächige, mehrere Hektar große Windwürfe verloren im Laufe der Zeit ihre Attraktivität für Insekten und Spechte wegen der voranschreitenden Austrocknung der Bäume. In kleineren Windbruchnestern, die im Nationalpark überwogen, war dies jedoch nicht der Fall. Sie wurden von Spechten häufig angefliegen. In den aufgerissenen Beständen wurde ständig frisches Totholz nachgeliefert. In den großen, älteren Windwurfflächen fiel nur in den Randbereichen frisches Totholz an, während die Flächenmitte weniger geeignete Nahrungssubstrate aufwies. Die in vielen Waldbeständen einzeln beigemischte Lärche konnte vielerorts den Windböen standhalten und blieb selbst inmitten flächiger Windwürfe stehen. Sie fiel in der Regel erst später einem Stehendbefall durch Borkenkäfer zum Opfer. Das Nachlassen der Attraktivität von Windwurfflächen für Spechte erstreckte sich deshalb über einen längeren Zeitraum, wenn auch in der Flächenmitte noch geeignete Nahrungssubstrate vorhanden waren. Nach mehr als zwei Jahrzehnten gewannen solche Sukzessi-

onsflächen wiederum an Bedeutung, da das verbliebene Holz nun vermoderte und erneut Spechte anlockte. Dabei änderte sich die Artenzusammensetzung: Während der Dreizehenspecht und der Buntspecht dort seltener wurden, nutzten der Schwarzspecht, der Grünspecht und der Weißrückenspecht verstärkt diese Flächen. Somit kann im Nationalpark Berchtesgaden von einer langjährigen Attraktivität der Sukzessionsflächen ausgegangen werden.

3.3 Nahrungsbäume

Das Angebot an Nahrungsbäumen wurde für die nahrungssuchenden **Dreizehenspechte** ermittelt. Die Untersuchungen zeigten, dass fast die Hälfte der Bäume auf den Nahrungsstandorten der Spechte bereits tot war. Dies deutete auf eine sehr hohe Habitatqualität für den Dreizehenspecht im Nationalpark Berchtesgaden, da die meisten von ihm genutzten Nahrungsbäume bereits abgestorben waren (Abb. 1).

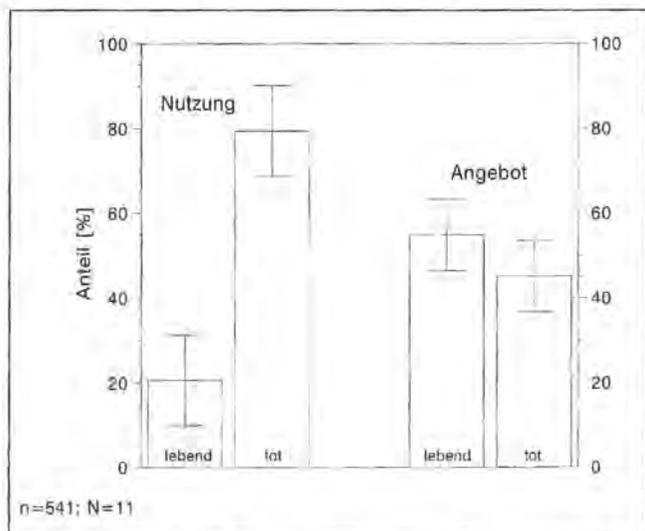


Abb. 1: Gegenüberstellung von Nutzung und Angebot an Nahrungsbäumen beim Dreizehenspecht.

Wichtige Ergebnisse betrafen die Nutzung von Nahrungsbäumen durch den Dreizehenspecht in Bezug auf ihre potenzielle Besiedelung durch Borkenkäfer. Die bis dahin verfolgte Hypothese ging von der Annahme aus, dass sich das Beutespektrum der adulten und juvenilen Dreizehenspechte unterscheidet, um den höheren energetischen Anforderungen der Nestlinge gerecht zu werden. Verschiedene Borkenkäfer sollten v.a. im Beutespektrum der Adulten dominieren (PECHACEK 1995), während nahrhaftere Bockkäferlarven das Nahrungsspektrum der Jungen beherrschten (PECHACEK & KRISTÍN 1996). Dies würde bedeuten, dass die Spechte borkenkäferhaltige Nahrungssubstrate, wie z. B. noch lebende bzw. frisch abgestorbene Bäume besonders außerhalb der Nestlingszeit aufsuchten, während zur Zeit der Jungenaufzucht borkenkäferfreie Substrate (Totholz ohne Rinde im fortgeschrittenerem Zersetzungsstadium) dominierten. Eine Gegenüberstellung der tatsächlichen Nutzung im Vergleich zum Angebot an

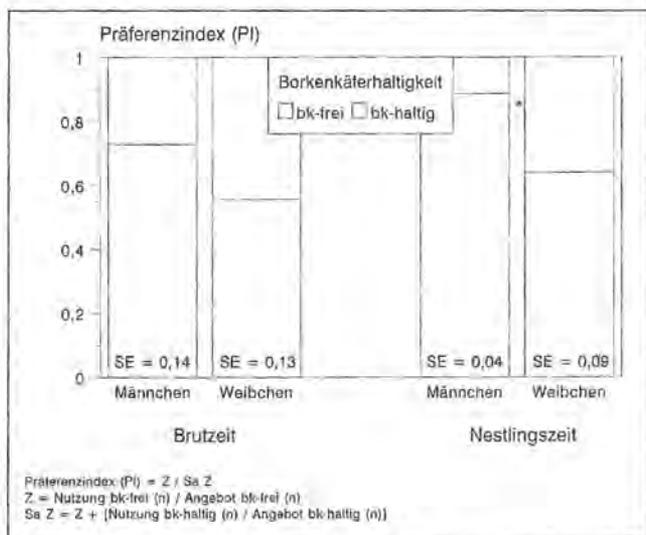


Abb. 2: Präferenzen bei der Wahl von Nahrungsbäumen durch den Dreizehenspecht in Bezug auf ihre potenzielle Besiedelung durch Borkenkäfer. Getrennt dargestellt sind Nestlings- und Brutzeit sowie Männchen und Weibchen (N = 10 Individuen; n = 8-62 Bäume).

verschiedenen Nahrungsbäumen zeigte jedoch ein anderes Bild. Danach stellten unabhängig von der Nestlingsaufzucht verschiedene borkenkäferfreie Nahrungsbäume das entscheidende Nahrungspotenzial dar (Abb. 2). Wenig ergiebige borkenkäferhaltige Substrate wurden zwar für die Nahrungssuche ebenfalls gewählt, doch war ihre Bedeutung insgesamt gering. Die parallel durchgeführten Kotanalysen von juvenilen und adulten Spechten bestätigten diese Feststellung, da die verschiedenen Cerambyciden-Larven bei den beiden Gruppen das Beutespektrum dominierten. Die kleinen Borkenkäfer hingegen konnten nur im beschränkten Ausmaß registriert werden. Die energetischen Anforderungen von juvenilen und adulten Spechten waren demnach annähernd gleich. Die Stichprobengröße bei den Adulten war allerdings zunächst sehr klein, was die geringe Vielfalt an Nahrungsobjekten in ihrem Beutespektrum zum Ausdruck brachte. Besonders verschiedene

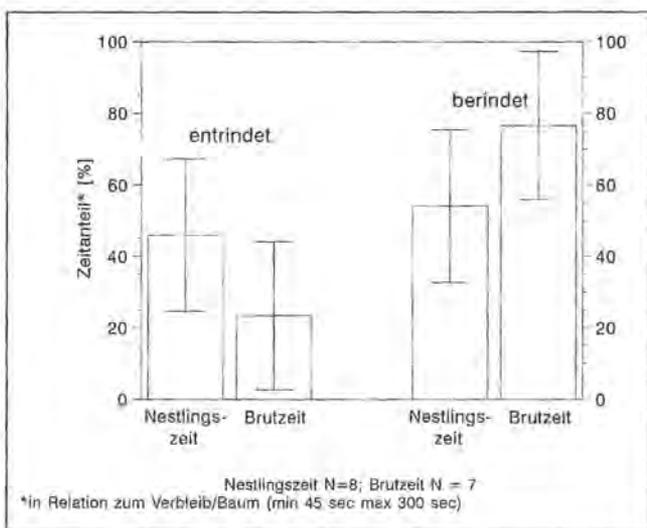


Abb. 3: Relative Dauer der Nahrungssuche auf verschiedenen Totholzstadien beim Dreizehenspecht. Getrennt dargestellt sind Nestlings- und Brutzeit.

Spinnen wurden in den Kotproben nur selten nachgewiesen, wohingegen sie bei den Nestlingen zusammen mit den Bockkäferlarven in der Nahrung dominierten.

Gleichzeitig stellte sich heraus, dass die Spechte außerhalb der Nestlingszeit pro Nahrungssubstrat mehr als 75 % der Zeit an berindeten (borkenkäferhaltigen) Partien verbrachten. Die Suchzeiten an be- und enttrindeten Stellen waren dagegen zur Zeit der Jungenaufzucht annähernd ausgeglichen (Abb. 3). Die Spechte hatten außerhalb der Nestlingszeit somit viel Zeitaufwand in die Erbeutung der Rindenbrüter investiert, ohne jedoch diese Nahrung in größerer Menge tatsächlich zu finden.

Dieser scheinbare Widerspruch dürfte dennoch aus der gesamtenergetischen Sicht vorteilhaft sein. Die Spechte verbrauchten bei der Nahrungssuche nach Borkenkäfern offensichtlich wenig Energie, da sie sich dabei kaum bewegten und der Energieverbrauch vor allem durch das Hacken bzw. Hämmern entstand. Die Suche nach Bockkäferlarven hingegen erforderte einen häufigen und energieaufwendigen Flug, um das Nahrungssubstrat zu wechseln, da der Vorrat an Bockkäferlarven gemessen an Zeit verbracht an enttrindeten Stellen rasch erschöpft wurde.

Ein besonders hoher Energieaufwand entstand, als ergänzend zur eigenen Ernährung die Nestlinge gefüttert wurden. Dabei mußte nicht nur mehr Beute besorgt werden, sondern der aufgrund der erhöhten Flugfrequenz (zusätzliche Nahrungssubstrate, Transportstrecken zur Bruthöhle) zugenommener, eigener Energieverlust ausgeglichen werden. Da die Bockkäferlarven allein aufgrund ihrer Größe nahrhafter als Borkenkäfer waren, suchten die Spechte borkenkäferhaltige Substrate nicht mehr so intensiv ab, als außerhalb der Nestlingszeit. Umgekehrt konnten die Spechte vor der Fütterungszeit bzw. nach dem Ausfliegen der Jungen erneut zu einem sparsamen Energiehaushalt übergehen und die energieaufwendige Erbeutung der Bockkäferlarven zu reduzieren. Vermutlich reichten bereits wenige Cerambyciden-Larven aus, um die Spechte mit der notwendigen Energiemenge zu versorgen. Die anschließende zeitaufwendige, gleichzeitig aber wenig anstrengende Suche nach einzelnen Borkenkäfern führte somit vor allem zum schonenden Umgang mit den eigenen Energieressourcen.

Dies war zur Zeit der Borkenkäfergradation von 1992 bis 1994, auf die sich die Eingangshypothese bezog, grundlegend anders, da sich Borkenkäfer unter der Rinde sehr zahlreich einfanden, beim hohen Zeitaufwand entsprechend häufig erbeutet wurden und die Notwendigkeit der Suche nach Bockkäferlarven, um Energieverluste auszugleichen somit überflüssig war. Bockkäferlarven waren jedoch für die Nestlingsernährung v.a. wegen ihres größeren Volumens in Verbindung mit langen Transportstrecken eine bessere Alternative. Das unterschiedliche Beutespektrum in der Nahrung der juvenilen und adulten Dreizehenspechte dürfte deshalb lediglich auf Zeiten der Massenvermehrung von Borkenkäfern übertragbar sein.

4 Zusammenfassung

Der Vortrag fasste die wichtigsten Ergebnisse von zwei Forschungsprojekten zur Ökologie der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden zusammen. Die Spechtkartierung erfolgte auf drei ausgewählten Testflächen und wurde ergänzt durch telemetrische Beobachtungen am Dreizehenspecht und durch eine Kotprobensammlung. Die Verteilung der sechs vorkommenden Spechtarten wurde anhand der Gegenüberstellung von Angebot und Nutzung bestimmter Habitatstrukturen beschrieben. Die Verbreitung der Spechte in Abhängigkeit von der Meereshöhe und Habitattyp, sowie die Wahl der Nahrungsbäume beim Dreizehenspecht wurden diskutiert. Aufgrund einer fein abgestimmten ökologischen Einnischung konnte zwischen den benachbarten Spechtarten keine nennenswerte interspezifische Konkurrenz beobachtet werden. Der Dreizehenspecht galt im Nationalpark als Charakterart, die bei der gegenwärtigen Bergwaldentwicklung mit begrenzter menschlicher Einflussnahme ihr Optimum fand. Eine nennenswerte Prädation an Borkenkäfern durch fütternde Dreizehenspechte konnte lediglich zur Zeiten einer Borkenkäfermassenvermehrung belegt werden.

5 Literatur

- MÜHLENBERG, M., 1993: Freilandökologie. Heidelberg & Wiesbaden. 512 S.
- PECHACEK, P., 1995: Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 31, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 183 S.
- PECHACEK, P., 1999: Ökologische Untersuchungen an Spechten im Nationalpark Berchtesgaden – Teil II. Zwischenbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 11 S.
- PECHACEK, P. & A. KRIŠTÍN, 1996: Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode. Orn. Beob. 93: 259–266.
- PUCHSTEIN, K., 1980: Ökologische Bewertung von Landschaftsteilen nach neuen siedlungsbiologischen Kriterien. Pages 77–81 in H. Oelke, ed. Bird Census Work and Nat. Cons. Göttingen. 300 S.

Anschrift des Autors:

Dr. Peter Pechacek
Sportplatzweg 2
D-84186 Vilsheim

Ökologisch orientierte Modellbildung zur potenziellen Schneedeckenverteilung im Biosphärenreservat Berchtesgaden

Rolf Eberhardt

1 Einleitung

Die Bedeutung der Schneedecke für alpine Ökosysteme ist enorm groß. Je länger die schneebedeckte Zeit, desto kürzer ist im Allgemeinen die Vegetationsperiode – eine der wichtigsten ökologischen Kenngrößen (z. B. FRANZ 1979, WALTER & BRECKLE 1986, DUGUAY & WALKER 1996). Die großen Höhendifferenzen im Hochgebirge bedingen sehr große Unterschiede in der Mächtigkeit der Schneedecke und im Zeitpunkt des Abtauens (Ausperns). Als übergeordneter Trend nimmt hierbei die Dauer der Schneebedeckung und die Schneedeckenmächtigkeit mit zunehmender Höhe über NN. zu. Allerdings wird dieser Trend durch Expositionsunterschiede, die Hangkrümmung und weitere Reliefparameter stark modifiziert und so herrschen auf gleicher Höhenlage im Hochgebirge selten auch die gleichen Schneeverhältnisse. Hier entstehen z. T. sehr kleinräumige Unterschiede, deren ökologische Relevanz unbestritten ist. Es bestehen eindeutige Abhängigkeiten der Vegetation von der Dauer der Schneebedeckung (z. B. ELLENBERG 1986, WALSH et. al. 1994) aber auch die Raumnutzung großer Vertebraten wird während des Winters von den Schneeverhältnissen beeinflusst. So weicht z. B. die Gams (*Rupicapra rupicapra*) auf ausgeaperte Bereiche, bzw. auf Bereiche mit geringer Schneehöhe aus (z. B. LOTZ 1997), wohingegen der Luchs (*Lynx lynx*) bei der Jagd Vorteile auf Schnee besitzt und deshalb von einer langen schneebedeckten Zeit profitiert.

Sollen auch kleinräumige Unterschiede in der Schnee- verteilung berücksichtigt werden, bereitet die Regionalisierung der bestimmenden Faktoren und davon abgeleitet des Endergebnisses große Probleme. Hierfür und für die Quantifizierung dieser Faktoren sind Geographische Informationssysteme (GIS) geradezu prädestiniert. Durch die flächendeckende Bereitstellung von Reliefparametern sowie der Vegetationsbedeckung ermöglichen diese eine Bewertung der Eingangsfaktoren, auch jenseits von punktuellen Messstationen.

Auf dieser Grundlage wurde ein wissenschaftliches Modell zu Vorhersage der potenziellen Schneedeckenverteilung im Biosphärenreservat Berchtesgaden erstellt und mit Hilfe des GIS der Nationalparkverwaltung (NPV) regionalisiert.

2 Material und Methode

2.1 Modellbildung

Die Komplexität der Zusammenhänge und Wechselwirkung einzelner Elemente innerhalb von Ökosystemen bzw. deren Teilsystemen erfordert die Formulierung von **Modellen**. Als vereinfachte Abbildung der Realität erfassen sie die wesentlichen Elemente und Abläufe innerhalb eines Einflusssystem und helfen dadurch dieses besser zu verstehen bzw. mathematisch zu erfassen.

Es handelt sich also um Gedankenmodelle, die ihren Ursprung in den Arbeiten und Erfahrungswerten der Spezialisten zu diesem Thema besitzen. Zusätzlich gibt es eine Reihe von „lokalen Experten“, die zwar keine entsprechende wissenschaftliche Ausbildung besitzen, aufgrund ihrer Sach- und Ortskenntnisse aber die Qualität des Gedankenmodells und dessen Ergebnisse in Form von regionalisierten Bewertungskarten beurteilen und so wertvolle Hinweise für eine Validierung der Modelle liefern können.

2.1.1 Auswahl der Eingangsfaktoren in das Schneemodell

Nach Literaturrecherche und Diskussion mit den oben genannten „lokalen Experten“ wurden folgende Faktoren ermittelt, die für die Schneedeckenverteilung im Hochgebirge bedeutsam sind (siehe 4.1.2). Da nie alle Einflussfaktoren bekannt bzw. quantifizierbar sein werden, sollten lediglich die Wichtigsten erfasst werden.

Im Folgenden werden die Eingangsfaktoren und deren angenommene Bedeutung für die Schnee- verteilung aufgezählt. Die Reihenfolge bei der Nennung stellt hierbei keine Gewichtung dar.

Faktor 1: Bewertung des Eintrags durch Niederschläge als höhenabhängige Funktion: Der Eintrag bestimmt gemeinsam mit den Einstrahlungsverhältnissen das Grundmuster der Schnee- verteilung.

Faktor 2: Kurzweilige Einstrahlungsverhältnisse: Die Einstrahlung bestimmt das Grundmuster der Schnee- verteilung in der Zeit nach Schneefallereignissen.

Faktor 3: Bewertung der Hangkrümmung: Konkave Hangformen weisen eine höhere Deposition auf als konvexe. Ebene Flächen liegen dazwischen.

Faktor 4: Bewertung der Hangneigung: Hohe Neigungswerte führen verstärkt zu einem Abrutschen von Schnee.

Faktor 5: Schneeverlagerungen innerhalb von Lawinenbahnen: In den Auslaufzonen von Lawinen akkumuliert Schnee.

Faktor 6: Bewertung der mittleren Lufttemperatur (Jahresdurchschnittstemperatur): Sie steuert den Verbleib gefallenen Schnees, unabhängig von direkter Einstrahlung.

Faktor 7: Rauheit der aktiven Oberfläche: Sie führt zu einer Windbremsung in der oberflächennahen Luftschicht und somit zu einer verstärkten Deposition.

Faktor 8: Großräumige Bewertung der Luv/Lee-Situation: Dieser Faktor wird auf kleiner Maßstabsebene (Gebirgsstöcke) wirksam. Im Lee herrscht durch reduzierte Windgeschwindigkeit eine höhere Deposition als im Luv der Hauptwindrichtung.

Faktor 9: Kleinräumige Bewertung der Geländekammerung im Luv der Hauptwindrichtungen: Dieser Faktor wird auf großer Maßstabsebene (Mikro- und Mesorelief) wirksam. Im Lee akkumuliert durch reduzierte Windgeschwindigkeit mehr Schnee als im Luv, auch wird durch Verfrachtung bereits gefallenen Schnees im Luv Schnee erodiert und im Lee akkumuliert.

Faktor 10: Bewertung von windgefügten Geländeabschnitten (Windecken): Die Windecken stellen eine Sondersituation von Faktor 9 dar. Sie sind auf Kuppen oder

Gratlinien beschränkt und treten aufgrund der dort höheren Windgeschwindigkeiten auf. Deshalb wurden sie als eigenständiger Faktor in das Modell eingebracht.

2.1.2 Das Geographische Informationssystem der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden

Das Geographische Informationssystem (GIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden (NPV) wurde von 1984 bis 1991 im Rahmen des inzwischen abgeschlossenen MAB-6-Projektes „Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgs- und Tundraökosysteme“ aufgebaut und seither fortgeschrieben (Informationen hierzu bei FRANZ 1995, SCHALLER 1988, SPANDAU & SIUDA 1985).

Als Basisinformationen sind u.a. vorhanden:

- Digitales Geländemodell (DGM), das die Information Höhe ü. NN., Hangneigung und Exposition bereitstellt. Es wurde aus digitalisierten 20 m-Höhenlinien (Maßstab 1:10.000) generiert, beinhaltet neben zusätzlichen Höhenpunkten (Gipfelpunkte) auch sog. breaklines, (z. B. Uferlinien) und in flacheren Bereichen auch 10 m Höhenlinien. Das DGM liegt in Rasterform mit einer Auflösung von 10 x 10 m vor und beinhaltet einen fließenden Wertebereich (alle Werte innerhalb des Wertebereiches können vorkommen).
- Biotoptypen, aus Color Infrarot Luftbildern abgeleitet und nach dem CIR-Interpretationsschlüssel codiert.

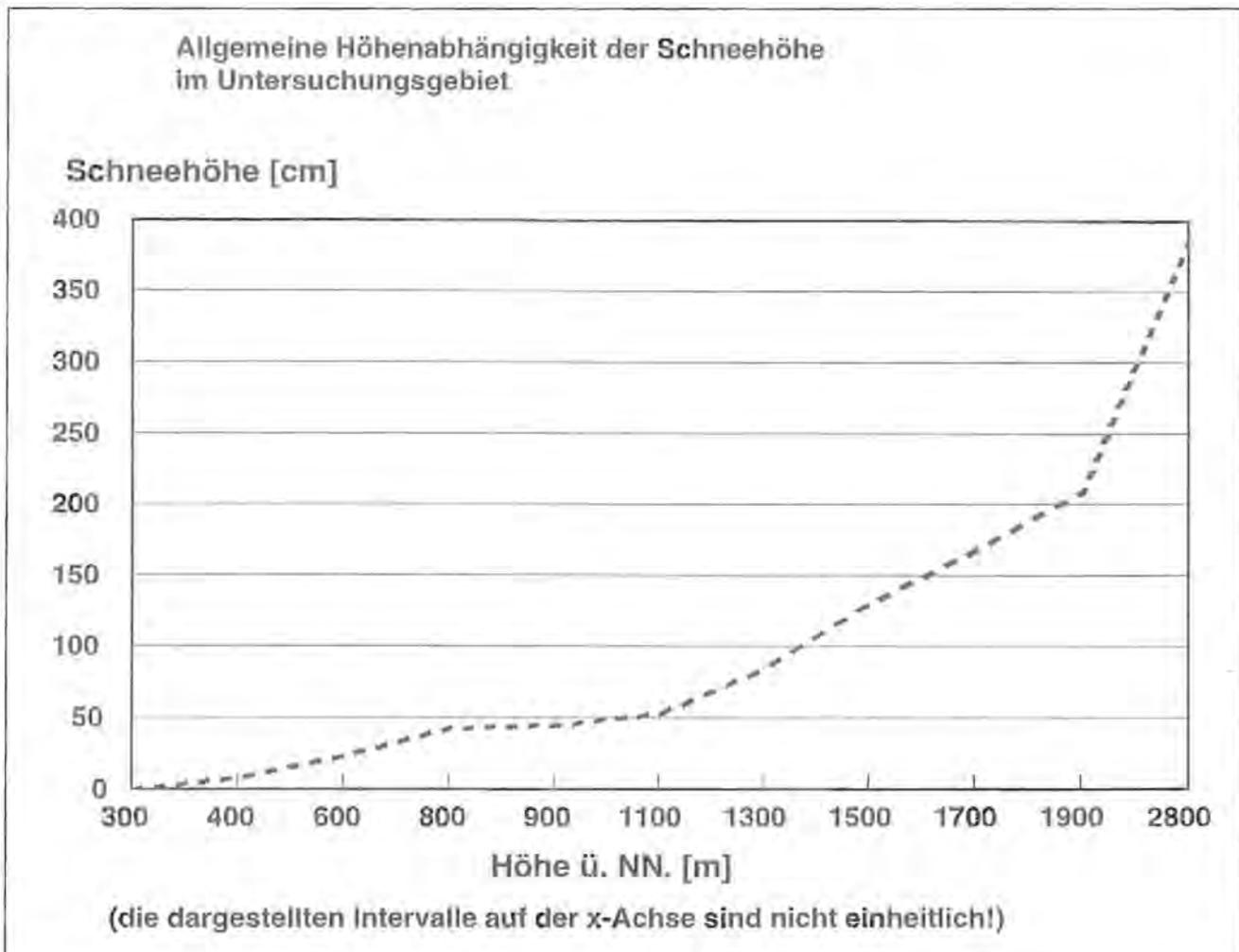


Abb.1: Regression zur Höhenabhängigkeit der Schneehöhe (nach JUNGSMANN 1998).

Diese liegen flächenscharf als Polygone vor und unterscheiden im Untersuchungsgebiet 150 verschiedene Typen. Grundlage hierfür ist eine Befliegung aus dem Jahre 1990 (KIAS et al. 1996).

2.1.3 Bewertung und Regionalisierung der Eingangsfaktoren mit Hilfe des GIS

Die Formulierung der Eingangsfaktoren in das Modell zur relativen Schneeverteilung erfolgte im Rastermodul GRID der GIS-Software ARC/INFO. Die Rasterzellengröße beträgt hierbei für das Untersuchungsgebiet 10 x 10 m.

Die Quantifizierung der Eingangsparameter erfolgt anhand unscharfer Bewertungen auf einer Relativskala, die von 0 bis 100 Prozent reicht. Hierbei wird lediglich eine Aussage darüber getroffen, ob eine Geländeparzelle besser, gleich oder schlechter geeignet ist als eine andere. Diese Vorgehensweise bewährt sich bei komplexem, nur unzureichend bekanntem und raum/zeitlich stark schwankendem Zusammenspiel von Umwelteinflüssen innerhalb ökosystemarer Teilsysteme (vgl. LUTZE & WIELAND 1997).

2.1.4 Bewertung der Einzelfaktoren

2.1.4.1 Faktor 1: Bewertung des Eintrags durch Niederschläge

Es wurde eine polynomiale Höhenregression erstellt, die auf den Ergebnissen der Arbeit von JUNGSMANN (1998) im Untersuchungsgebiet beruht. Sie berücksichtigt neben einem Höhengradienten zusätzlich Charakteristika in der atmosphärischen Schichtung, z. B. die häufige Ausbildung einer Inversionsschicht zwischen 900 m und 1100 m ü. NN.

Daraus ergibt sich folgende Formel:

$$y = -1066.14 + 11.8087x - 0.0539898x^2 + 0.000133334x^3 - 1.95137 \times 10^{-7}x^4 + 1.76316 \times 10^{-10}x^5 - 9.89818 \times 10^{-14}x^6 + 3.35211 \times 10^{-17}x^7 - 6.25417 \times 10^{-21}x^8 + 4.92609 \times 10^{-25}x^9$$

2.1.4.2 Faktor 2: Bewertung der kurzweiligen Einstrahlung

Die Bewertung der kurzweiligen Einstrahlung erfolgt anhand der Berechnungen von Tagesmittelwerten der Einstrahlung [Watt/m²]. Diese berücksichtigt folgende Faktorenkomplexe:

- Orographische Parameter: Besonnungsdauer, Einstrahlwinkel (näheres bei BÖGEL & EBERHARDT 1997)
- Atmosphärische Parameter: Extinktion durch die Atmosphäre.

Die Extinktion wurde von ENDERS (1979) in Form zweier Regressionsformeln für das Sommer- und Winterhalbjahr erfasst.

Um repräsentative Aussagen über die Einstrahlungssituation während der schneebedeckten Zeit zu treffen, wurden die Berechnungen der Tagesmittelwerte für ausgewählte Tage addiert und ein Mittelwert berechnet. Hierzu wurden folgende Termine herangezogen:

Hochwinter: 21. Dezember und 15. Februar
Spätwinter bzw. Frühjahr: 15. Februar und 15. April

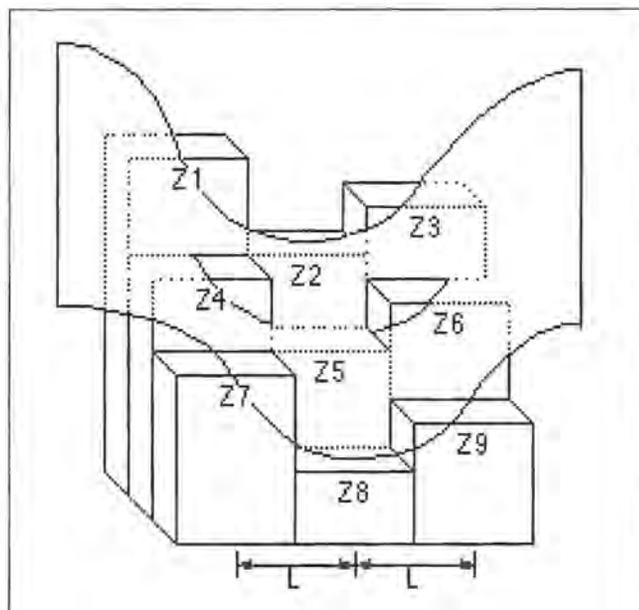
Um die Einstrahlung in Bodennähe zu bestimmen, wurde zusätzlich die Extinktionswirkung des Kronendaches innerhalb von Wald-Biototypen (keine Latschen- und Grünerleengebüsche) berücksichtigt. Über einen Reduktionsfaktor, der nach Angaben in der Definition der CIR-Biototypen (Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesämter, Landesanstalten und Landesumweltämter, Arbeitskreis CIR-Bildflug 1995) sowie nach AULITZKY & TURNER (1982), FLEMMING (1995) und WEISCHET (1991) für jeden durch die CIR-Klassifikation abgegrenzten Wald-Biototyp festgelegt wurde, wurde ein Wert für den Anteil an der kurzweiligen Einstrahlung ermittelt, der das Kronendach durchdringt und so die bodennahe Schneedecke erreichen kann.

2.1.4.3 Faktor 3: Bewertung der Hangkrümmung

Es wurde aus den Informationen des DGM die Hangkrümmung (z) berechnet. Hierbei wird innerhalb einer 3 x 3 Rasterzellen – Umgebung für jede Rasterzelle die Veränderung des Neigungswinkels gegenüber den Nachbarzellen ermittelt. Dies erfolgt nach folgender Formel:

$$Z = Ax^2y^2 + Bx^2y + Cxy^2 + Dx^2 + Ey^2 + Fxy + Gx + Hy + I$$

Hierfür gelten folgende Beziehungen (ESRI 1998):



$$A = [(Z1 + Z3 + Z7 + Z9) / 4 - (Z2 + Z4 + Z6 + Z8) / 2 + Z5] / L^4$$

$$B = [(Z1 + Z3 - Z7 - Z9) / 4 - (Z2 - Z8) / 2] / L^3$$

$$C = [(-Z1 + Z3 - Z7 + Z9) / 4 + (Z4 - Z6) / 2] / L^3$$

$$D = [(Z4 + Z6) / 2 - Z5] / L^2$$

$$E = [(Z2 + Z8) / 2 - Z5] / L^2$$

$$F = (-Z1 + Z3 + Z7 - Z9) / 4L^2$$

$$G = (-Z4 + Z6) / 2L$$

$$H = (Z2 - Z8) / 2L$$

$$I = Z5$$

Das Ergebnis wurde zusätzlich innerhalb einer 5 x 5 Rasterzellen – Umgebung geglättet, d. h. der Mittelwert berechnet.

2.1.4.4 Faktor 4: Bewertung der Hangneigung

Zur Bewertung der Hangneigung wurde der Sinus der Hangneigung berechnet. Um zu erreichen, dass mit zunehmender Hangsteilheit die Werte ab- und nicht zunehmen, wurde der Wertebereich der Hangneigungsbewertung invertiert.

Eignungswert [%] = $1 - (\sin \alpha)$
mit: α = Hangneigung [°]

2.1.4.5 Faktor 5: Bewertung von Schneeverlagerungen innerhalb von Lawenbahnen.

Aus den Informationen des DGM wurden folgende Grundinformationen extrahiert:

- Abflusssystem (Fließrichtung und Akkumulation): Es zeichnet die Lage und Form potenzieller Lawenbahnen nach.
- Reliefenergie im direkten Einzugsgebiet der Abflusssysteme: Sie bestimmt die potenzielle Größe der Lawe und extrahiert aus dem Abflusssystem diejenigen Räume, die im direkten Einflussbereich von Hanglagen sind, also von einem Lawenabgang betroffen sein können. Als Horizontalausdehnung für die Berechnung der Reliefenergie wurde 500 m gewählt.
- Hangneigung: Sie bestimmt die Wahrscheinlichkeit für einen Lawenabgang und die Lage der Auslaufzone, in der Schnee akkumuliert wird.

Nach Kombination der Eingangsfaktoren zu einer Endbewertung liegen potenzielle Lawenbahnen vor, die potenzielle Schneeeakkumulationszonen ausweisen.

2.1.4.6 Faktor 6: Bewertung der mittleren Lufttemperatur (Jahresdurchschnittstemperatur)

Die Bewertung erfolgt über eine lineare Gleichung, die nach FRANZ (1979) abgeleitet wurde. Sie geht von einer Temperaturabnahme von $0,45^\circ\text{C}/100\text{ m}$ Höhenzunahme im Winterhalbjahr aus. Unter der Vorgabe, dass für das Untersuchungsgebiet bei 400 m ü. NN. der Wert 0 erreicht werden soll, wurde folgende lineare Geradengleichung abgeleitet:

$$y = 0,0045x - 1,8$$

Mit y = Temperatur [°C]
 x = Höhe ü. NN. [m]

2.1.4.7 Faktor 7: Bewertung der Rauheit der aktiven Oberfläche

Die Bewertung der Rauheit der aktiven Oberfläche orientiert sich an den Rauheitsparametern nach GEIGER (1961), die Richtwerte für bestimmte Oberflächentypen darstellen. Sie werden in Zentimetern angegeben und sind ein Maß für die Mächtigkeit der Wirbelschicht an der Geländeoberfläche.

Nach diesen Richtwerten wurde den CIR-Biotypen ein entsprechender Rauheitswert zugewiesen.

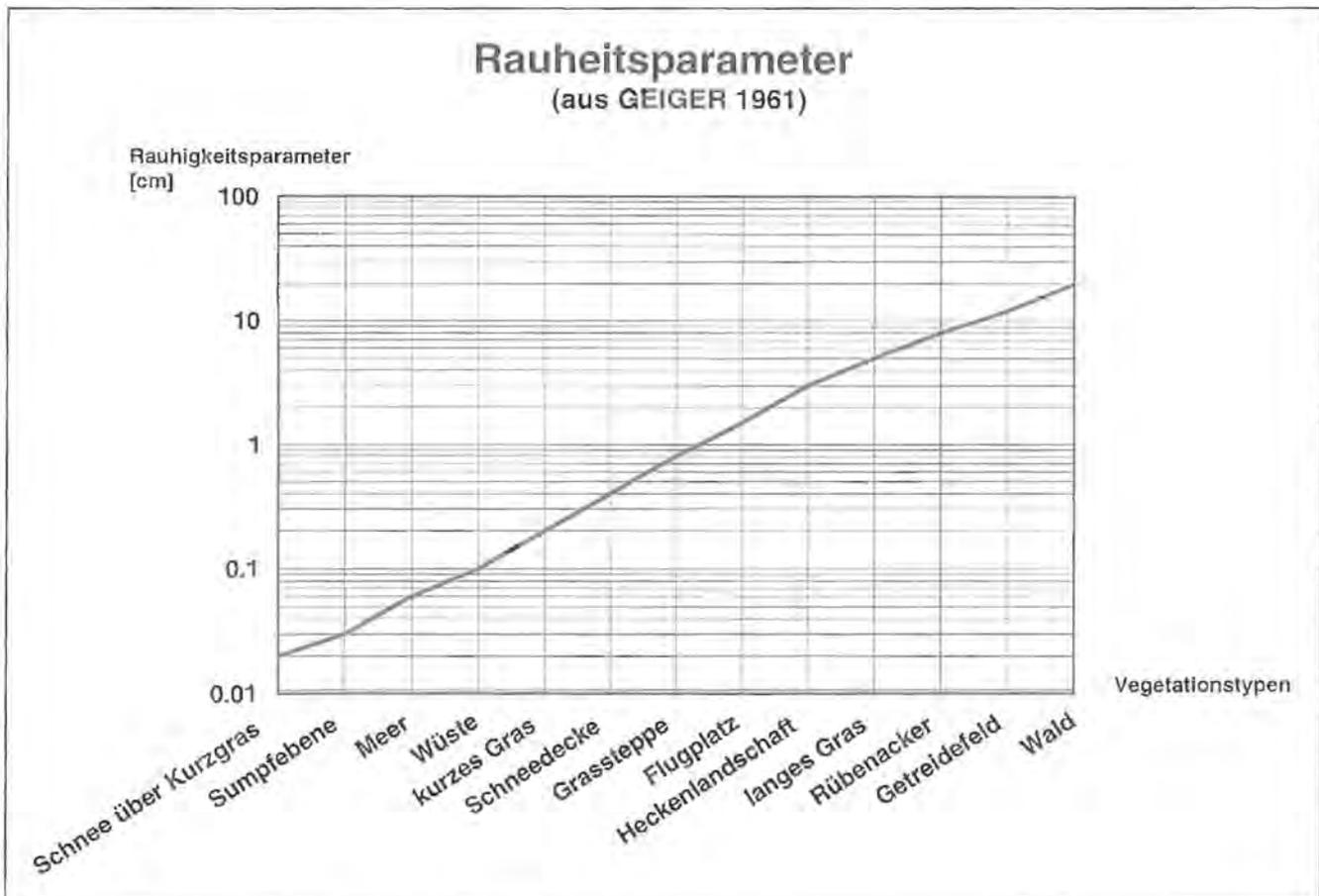


Abb. 2: Rauheitsparameter nach GEIGER (1961).

2.1.4.8 Faktor 8: Großräumige Bewertung der Luv/Lee-Situation

Der Einfluss dieses Faktors liegt in der verstärkten Deposition im Lee der Hauptwindrichtung begründet. Hierbei wurde vereinfacht davon ausgegangen, dass umfangreicher Schneefall im Allgemeinen an den Durchzug einer Zyklone und deshalb am Alpennordrand an West bis Nordwest-Winde gebunden ist.

Für die Bestimmung der Luv/Lee-Flächen wurden also 270° und 315° als Hauptwindrichtungen angenommen.

Das Ausmaß der Windbremsung ist auch auf kleiner Maßstabsebene von der Geländekammerung abhängig. Ein reich strukturierter, stark unterschiedlich reliefierter Hang wird meist einen intensiveren Lee-Effekt nach sich ziehen, als eine einheitlich strukturierte, „glatte“ Gratlinie. Deshalb wurde der Grad der Reliefierung, bzw. die Geländekammerung (Z) rechnerisch aus den Informationen des DGM ermittelt. Das GIS ARC/INFO bietet hierfür folgenden Berechnungsalgorithmus an.

Z1	Z2	Z3	F1	F2	F3	-0.7	-1.0	-0.7
Z4	Z5	Z6	F4	F5	F6	-1.0	6.8	-1.0
Z7	Z8	Z9	F7	F8	F9	-0.7	-1.0	-0.7
Höhenwerte (DGM)			3*3 Filter			Gewichtungsfaktoren (G1-G9)		

Abb. 3: Berechnungsalgorithmus (Grid-Befehl *filter*) zur Extraktion von Geländekanten (nach ESRI 1998)

Die zugehörige Formel lautet (ESRI 1998):

$$Z = Z1 * G1 * F1 + Z2 * G2 * F2 + \dots + Z9 * G9 * F9$$

Dies führt zu einer Hervorhebung der Sprungstellen im Wertebereich des DGM, also zu einer Betonung von Geländekanten. Der Wertebereich des Ergebnisses hat allerdings nichts mehr mit den ursprünglichen Werten des DGM zu tun. Der Wert ist umso höher desto stärker ausgeprägt die Geländekante ist.

Die Extraktion der sehr kleinräumig auftretenden Geländekanten genügt alleine jedoch noch nicht, um eine Aussage über die Kammerung des Geländes zu treffen. Die linienhaft verbreiteten Elemente müssen zu einer flächenhaften Aussage transformiert werden. Hierzu wurde das ursprünglich zur Ermittlung von Eignungsdichte – Werten bei Habitateignungsmodellen entwickelte Kernel-Hsi-Verfahren (EBERHARDT et. al. 1997) angewandt. Es berücksichtigt neben der Nachbarschaft der behandelten Elemente zusätzlich die Entfernungswerte dieser zueinander und gewichtet sie anhand einer Normalverteilung. Als Ergebnis liegt eine Dichteberechnung auftretender Sprungstellen im Gelände vor und regionalisiert somit die „Rauheit“ des Geländes. Als Kammerungsindex geht dieser Faktor in die weitere Berechnung ein. Ein generelles Ablaufschema des Kernel-Hsi-Verfahrens ist in Abb. 4 dargestellt.

Wird nun der Suchradius weit genug festgelegt, dann beeinflusst die großräumige Kammerung auf der Luvseite des Berges auch die Leeseite. Wird die Bewertung

auf die oben ermittelten Flächen im Lee der Hauptwindrichtung beschränkt, dann steht eine Bewertung der zusätzlichen Schneeakkumulation im Lee von Gebirgsstöcken zur Verfügung.

In der Berechnung wurden als Kernel-Hsi-Parameter folgende gewählt (vgl. Abb. 4):

Maschenweite des Hilfsrasters: 500 m

Suchradius: 750 m

Standardabweichung: 500 m

2.1.4.9 Faktor 9: Kleinräumige Bewertung der Geländekammerung im Luv der Hauptwindrichtung

Auch im Luv der Hauptwindrichtung führen Sprungstellen im Relief über Wirbelbildung zu einer Windbremsung und somit zu einer Akkumulation von Schnee.

Zur grundsätzlichen Wertfindung siehe 2.1.4.8. (Faktor 8). Unterschiede ergeben sich v. a. durch die kleinräumigere Betrachtung. Diese rechtfertigt eine Wertezunahme mit stärkerer Ausprägung der Geländekanten nicht mehr. Deshalb wurden alle Werte oberhalb eines definierten Schwellenwertes einheitlich = 1 gesetzt. Als geeigneter Schwellenwert wurde interaktiv der Wert 5 ermittelt.

Die nun ermittelten und einheitlich bewerteten Sprungstellen gehen in das Kernel-Hsi-Verfahren ein. Der kleinräumigeren Ausprägung dieses Faktors entsprechend wurden auch die Parameter gewählt (vgl. 2.1.4.8).

Maschenweite des Hilfsrasters: 250 m

Suchradius: 500 m

Standardabweichung: 250 m

2.1.4.10 Faktor 10: Bewertung von windgefegten Geländeabschnitten (Windecken)

Die Extraktion der Gratlinien und Kuppen, die für die Lage von Windecken in Frage kommen, erfolgte entsprechend der Vorgehensweise in 2.1.4.3 durch Extraktion konvexer Hangbereiche. Folgende weitere Bedingungen mussten erfüllt sein, damit die Flächen als Windecken ausgewiesen wurden:

- Lage im Luv von mindestens einer der zwei Hauptwindrichtungen (W-NW und SO)
- Lage oberhalb 1100 m ü. NN.
- Lage innerhalb von Offenland-Biototypen

Aufgrund der Tatsache, dass als Ergebnis meist nur sehr kleine, unzusammenhängende Flächen als Windecken ausgewiesen wurden, erfolgte auch hier die Anwendung des Kernel-Hsi-Verfahrens. Dies führte zu größeren zusammenhängenden Flächen, die als Antrittswahrscheinlichkeit für Windecken interpretierbar sind.

2.1.5 Endbewertung

Im Laufe der Modellentwicklung wurden mehrere Methoden zur Verknüpfung der einzelnen Eingangsfaktoren zu einer Gesamtbewertung der potenziellen

Schneevertelung getestet und das Ergebnis mit den Werten der Schneemessstellen und den Aussagen lokaler Experten überprüft.

Die beste Übereinstimmung mit der Realität erzielte hierbei eine Kombination aus additiver und multiplikativer Verknüpfung der Parameter. Hierbei wurden in einem iterativen Prozeß zahlreiche Varianten mit unterschiedlicher Gewichtung der Einzelparameter berechnet. Alle Eingangsfaktoren (F1-10) umfassen einen Wertebereich von 0 bis 100.

Als die Geeignetste wurde folgende Verknüpfungsmethode ermittelt.

$$P_{\text{(Schnee)}} = (F1 + F2) \times (F3 + F4 \times 2 + F5 \times 0.5 + F6 \times 4 + F7 + F8 \times 0.5 + F9 \times 0.5 + F10 \times 2)$$

mit $P(\text{Schnee})$ = Potenzielle Schneevertelung
 $F1-10$ = Faktor 1-10 (s.o.)

Die Verknüpfungsmethode geht davon aus, dass die Faktoren 1 und 2 das Grundmuster der Schneevertelung beschreiben und die Faktoren 3 bis 10 v. a. modifizierend darauf einwirken. Deshalb wurden die Faktoren 3 bis 10 additiv miteinander verknüpft und zueinander gewichtet. Anschließend wurde das Ergebnis auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 transformiert und mit der Summe aus den Faktoren 1 und 2 multipliziert.

2.2 Schneehöhenmessung im Gelände

Für die Überprüfung der Modellergebnisse standen prinzipiell Daten von 94 Schneemessstellen für den Zeitraum zwischen 1989 und 1994 im Nationalpark Berchtesgaden zur Verfügung. Insgesamt liegen hiervon 5575 Datensätze der Nationalparkverwaltung vor.

Es wurden die Daten von 12 Stationen für die Überprüfung und Validierung verwendet, die aufgrund ihrer Standortscharakteristika und der Vollständigkeit der Datenlage einen Vergleich mit den Modellergebnissen ermöglichten. Für die Stationen liegen absolute Schneehöhen und Höhenwerte umgerechnet in ein Wasseräquivalent (cm) für die Monate November bis April vor.

Die ausgewählten Messstationen lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

Die Messstellen 3, 108, 15, 31 und 61 weisen Hangneigungswerte $< 10^\circ$ auf. Diese geringen Werte bedeuten, dass bei den gemessenen Schneehöhen die Expositionsunterschiede eine untergeordnete Rolle spielen. Sie dienen deshalb dazu, zu prüfen, ob das Modellergebnis mit zunehmender Meereshöhe entsprechend zunehmende relative Schneehöhen ausweist und stellt somit den durchschnittlichen Wert für diese Meereshöhe dar, jenseits von Sonderstandorten.

Die anderen Standorte weisen Hangneigungswerte $> 10^\circ$ auf und eignen sich somit, den Einfluss der Exposition auf die Schneehöhe zu überprüfen.

Leider sind keine Schneemessstellen in Lawenbahnen oder an windgefügten Graten vorhanden, deshalb kann der Einfluss dieser Eingangsfaktoren (vgl. 2.1.1) nicht mit Messdaten belegt werden. Ebenso liegen keine objektiven Messwerte zur Rauheit der Geländeoberfläche und zur Luv/Lee-Lage der Messstation vor.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnungen zur relativen Schneevertelung liegen in Form von Potenzialkarten vor. Sie beschreiben anhand einer Relativskala die potenzielle Schneevertelung im Untersuchungsgebiet und sind somit unabhängig davon, ob es sich zufälligerweise um einen schneereichen- oder schneearmen Winter handelt. Zur Transformation der Relativwerte in absolute Schneehöhen muß eine Eichung anhand von Messwerten der unter 2.2 beschriebenen Schneemessstellen erfolgen.

Modellentwicklung

Die im Laufe der Modell(weiter)entwicklung entstehenden Änderungen in der Modellarchitektur (Verknüp-

Tab. 1: Charakterisierung der ausgewählten Schneemessstellen.

Schneemessstelle [Nr]	Höhe ü. NN. [m]	Hangneigung [°]	Exposition [°]	Biotoptyp
3	667	5	0	Wirtschaftsgrünland
15	1119	2	90	Fels
31	1306	7	5	Alpine Matten
55	1525	25	18	Almfläche
61	1410	6	26	Almfläche
71	1185	23	305	Alpine Matten
72	1131	19	303	Mischwald
78	1560	22	225	Alpine Matten
80	1637	19	233	Almfläche
84	1582	21	345	Alpine Matten
95	881	25	348	Almfläche
108	954	8	341	Wirtschaftsgrünland

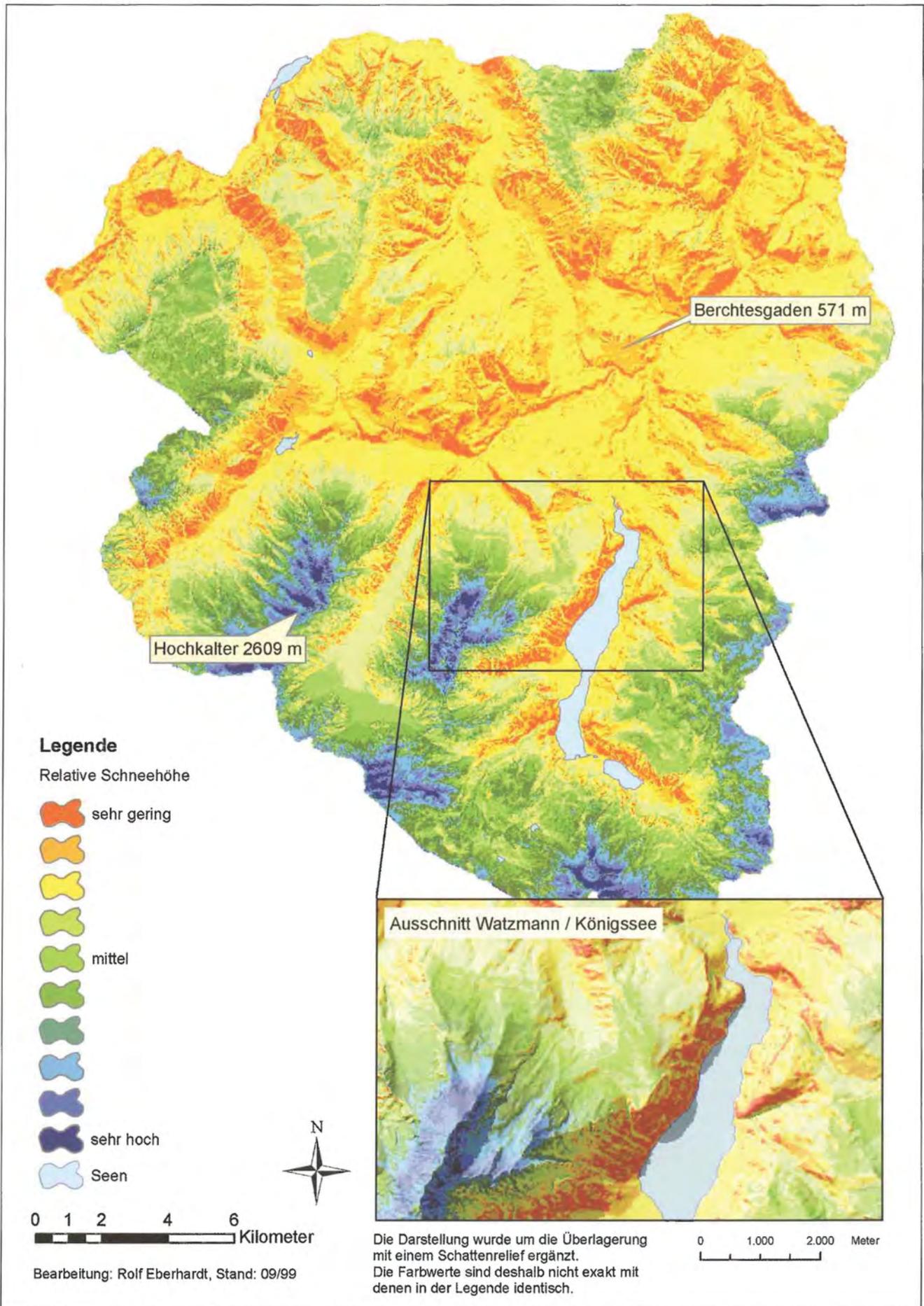


Abb. 5: Relative Schneeverhältnisse im Biosphärenreservat Berchtesgaden, ohne Berücksichtigung der Bewaldung. Ältere Modellfassung.

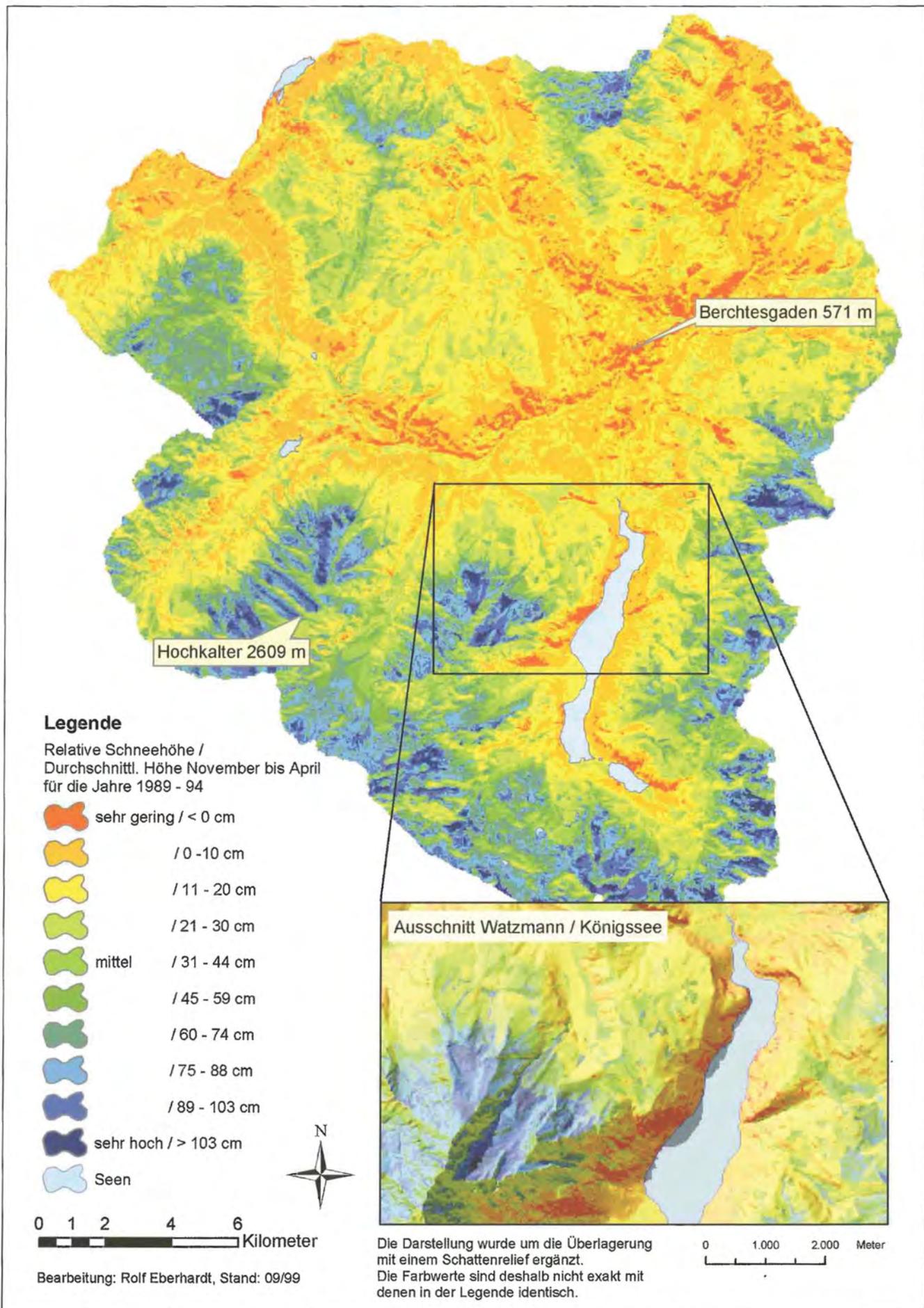


Abb. 6: Relative Schneebedingungen im Biosphärenreservat Berchtesgaden, mit Berücksichtigung der Bewaltung. Aktueller Stand der Modellbildung, inklusive Ableitung absoluter Schneehöhen.

fungsmethoden und Gewichtungen) wirken sich auf das Ergebnis aus und werden bei einer Gegenüberstellung von Abb. 5 und 6 deutlich.

Die ältere Modellfassung in Abb. 5 zeigt das Ergebnis eines Zwischenstandes, der folgendermaßen definiert war (vgl. 2.1.5):

$$P_{(\text{Schnee})} = F1 \times 5 + F2 \times 2 + F3 \times 2 + F4 + F5 \times 0.5 + F10 \times 2$$

mit $P(\text{Schnee})$ = Potenzielle Schneeverteilung
 $F1 - 10$ = Faktor 1–10 (s.o.)

Bei dieser Wertfindung wurde außerdem bei Waldbiotopen auf die Berücksichtigung der Extinktionswirkung des Kronendaches auf Schneeeintrag ($F1$) und Einstrahlung ($F2$) verzichtet. Das Ergebnis stellt die Schneemenge dar, die theoretisch an der Obergrenze des Kronendaches liegen bleibt und nicht die, die tatsächlich an der Erdoberfläche zu liegen kommt. Demzufolge sind die Werte für die potenzielle Schneeverteilung innerhalb der Waldbiotopen weit weniger differenziert als bei der neuen Fassung in Abb. 6.

Die Unterschiede zwischen Offenland und geschlossenen Waldbeständen werden in Abb. 6 an der Westabdachung des Hochkalterstockes deutlich. Hier zeichnen sich die unbewaldeten Lawinenbahnen als linienförmige Bereiche mit höherer Bewertung ab. Dieser Unterschied wird in Abb. 5 weniger deutlich, da die Waldbedeckung nicht berücksichtigt wurde. Dass die Lawinenbahnen

hier dennoch ein größeres Schneepotenzial besitzen, liegt an der konkaven Form und der damit verbundenen geringeren Einstrahlung.

Eichung der Modellprognose mit den Daten der Schneemessstellen

Vergleicht man die Modellprognose mit den realen Messwerten ausgewählter Schneemessstellen (Abb. 7) wird die „Modellevolution“ deutlich.

So ist die Übereinstimmung mit den Messwerten bei der neuen Modellfassung gegenüber der älteren Fassung wesentlich höher, v. a. wenn man die durchschnittliche Schneehöhe während des gesamten hydrologischen Winterhalbjahres, also von November bis April, betrachtet.

Für den Vergleich wurden die Relativwerte der Modellprognose in Schneedeckenmächtigkeiten [cm] transformiert. Um die beste Übereinstimmung zu erzielen, mussten bei der neuen Modellfassung vom ursprünglichen, dimensionslosen Wertebereich (vgl. 2.1.5) 45 Punkte abgezogen werden, um Schneehöhenwerte in Zentimetern zu erhalten.

$$P_{\text{absolut}} [\text{cm}] = P_{\text{relativ}} - 45$$

Dies gilt nur für die mittleren Verhältnisse von 1989 bis 1994 und nicht für einzelne Jahre, die z. T. von langjährigen Mittelwerten stark abweichen können. Zusätzlich stellt es eine Annäherung an die mittlere Situation von

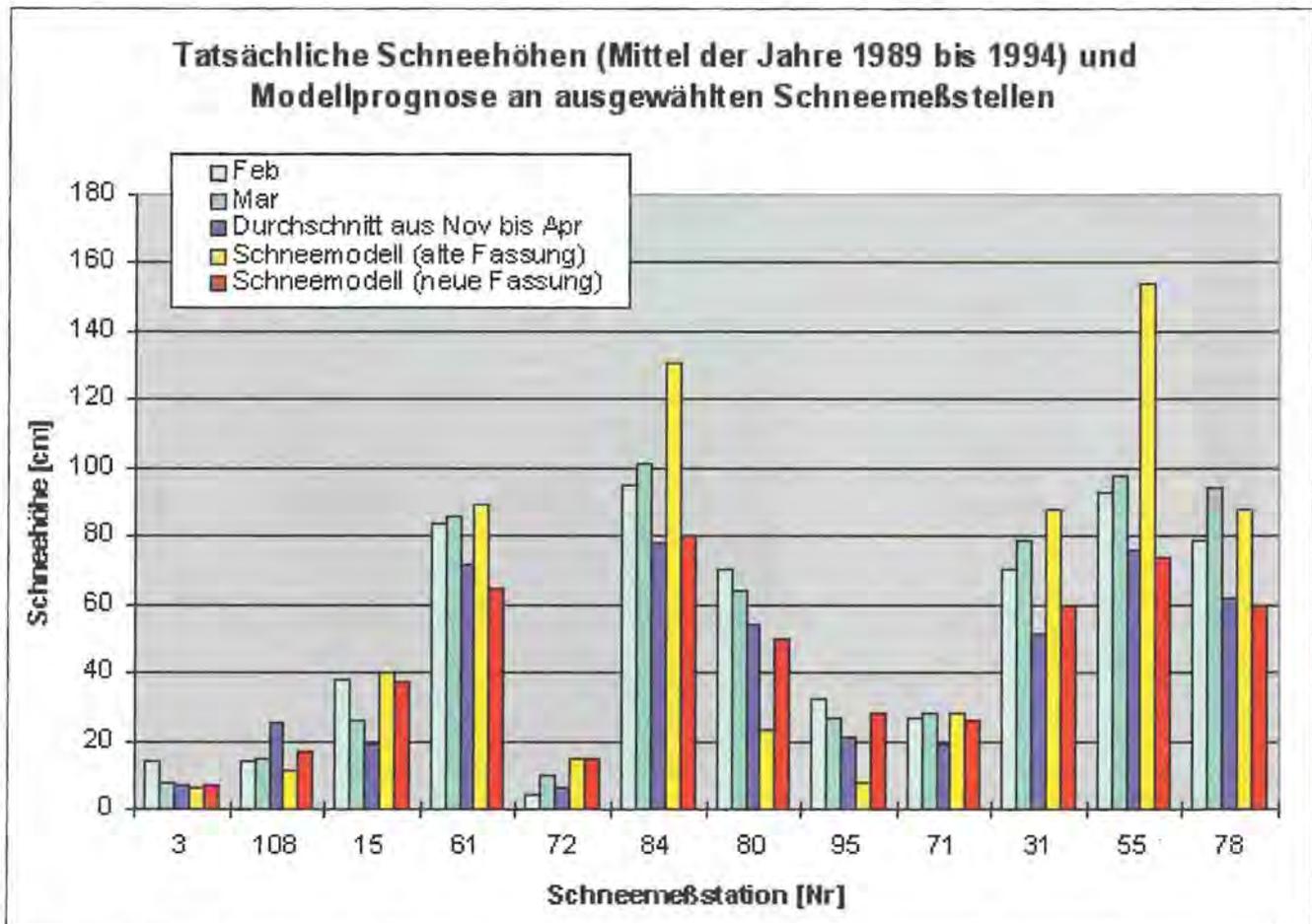


Abb. 7: Vergleich der Modellprognosen mit den gemessenen Schneehöhen.

maximal November bis April dar und ist nicht mit den Verhältnissen während kürzerer Zeitabschnitte zu vergleichen. So sind Ende Februar bis Anfang März sicherlich höhere absolute Schneehöhen zu erwarten, als dies in Abb. 6 dargestellt ist.

Tierökologische Bewertung

Die Modellprognose weist in den tiefsten Lagen, wenn diese zusätzlich südexponiert sind, weite Bereiche auf, die im Winter meist schneefrei sind. Gleiches gilt auch für höher gelegene, dann allerdings sehr stark geneigte, südexponierte Steilwände. Diese sind z. B. aus Sicht der Gämse (*Rupicapra rupicapra*) oder des Schneehuhns (*Lagopus mutus*) von besonderer Bedeutung, da diese oft schneefreie bzw. -arme Inseln inmitten sehr schneereichen Geländes aufsuchen. Größere schneefreie Bereiche, wie z. B. an der Westseite des Königssees stellen im Winter Anziehungspunkte für eine große Anzahl an Gämsen dar und begründen somit saisonale Wanderungsbewegungen ebenso wie zeitweise größere Ansammlungen der Tiere auf engem Raum.

Für den Steinadler (*Aquila chrysaetos*) besitzen diese Räume doppelte Bedeutung, da die Gämse als Hauptnahrungstier während des Winterhalbjahres gilt und die schneefreien Hänge zusätzlich die Entstehung thermischer Aufwinde begünstigen. Diese treten bei Schneebedeckung nur in äußerst geringem Maße auf. Sie stellen den Kern der Aktionsräume einzelner Adlerpaare dar. Zusätzlich beeinflusst die räumliche Lage dieser schneefreien Bereiche die Horstanlage innerhalb des Aktionsraumes (z. B. HALLER 1996).

4 Diskussion

4.1 Methode

4.1.1 Modellbildung

Trotz der hohen Dichte von Schneemessstationen im Nationalpark wurde auf gängige Methoden zur Regionalisierung durch empirische Modellbildung, wie z. B. durch Korrelations- und Regressionsanalyse (z. B. HELLER 1996, JUNGSMANN 1998, FORSYTHE 1999) nicht zurückgegriffen. Dies liegt an der nicht ausreichenden Anzahl und hierfür wenig geeigneten Verteilung der Stationen im Gelände, ein Umstand, der im Hochgebirge weitgehend reliefbedingt ist.

So kommt Heller in seiner Arbeit über die Regionalisierung des Niederschlags während des hydrologischen Sommerhalbjahres zu dem Ergebnis, dass die Anzahl an Messstationen im Nationalpark Berchtesgaden (36 Stationen), trotz einer im alpenweiten Vergleich sehr hohen Dichte, nicht ausreicht, um gesicherte Ergebnisse zu erhalten. Geht man davon aus, dass dies auch auf die Schneehöhenmessstationen zutrifft, bei denen von 94

Messstationen aufgrund der Anforderungen „Repräsentativität der Lage“ und „weitgehende Vollständigkeit der Messreihen“, nur wenige tatsächlich für eine Regressionsanalyse herangezogen werden können, kann eine Regionalisierung, die direkt auf Messwerten beruht, keine befriedigende Ergebnisse liefern. Auch Jungsmann relativiert seine Ergebnisse dahingehend, dass sie auf einer sehr geringen räumlichen Stichprobenzahl beruhen. Ähnlich argumentiert Forsythe, der eine größere Repräsentativität der Messstellen in Bezug auf Höhenlage, Exposition und Hangneigung fordert.

Für die Verbreitungsmuster vieler Tierarten im Winterhalbjahr sind zusätzlich sehr kleinräumig auftretende Schneedeckenveränderungen bedeutsam, wie sie z. B. innerhalb von Lawinenbahnen, in Senken bzw. auf Kuppen oder im Bereich steiler Felswände auftreten. Eine Abdeckung all dieser Anforderungen durch eine ausreichend große Anzahl an Schneemessstellen kann mit einem vertretbaren finanziellen Aufwand nicht gewährleistet werden.

Da also auf keine geeignete Datengrundlage zurückgegriffen werden konnte, musste das Modell auf Basis allgemein gültiger Gesetzmäßigkeiten der Schneeverteilung, also wissenschaftlich, erstellt werden (vgl. MILLER 1996, BURROUGH et. al. 1996). Die Daten der 12 ausgewählten Schneemessstellen lieferten hierbei wertvolle Unterstützung bei der Überprüfung und Validierung der Ergebnisse.

4.1.2 Auswahl der Eingangsparameter

Die Bedeutung der Eingangsfaktoren wird von einer Vielzahl von Autoren bestätigt. So beschreiben z. B. FLIRI (1975), FRANZ (1979) oder WEISCHET (1991) die allgemeine Höhenabhängigkeit der Schneehöhe. JUNGSMANN (1998) spezifiziert diese für das Untersuchungsgebiet und liefert somit genaue Hinweise für die Erstellung einer höhenabhängigen Regressionsfunktion.

Die Abhängigkeit von der überregionalen Niederschlagsmenge spielt bei der grossmasstäbigen Betrachtung innerhalb des Biosphärenreservats Berchtesgaden eine untergeordnete Rolle. Kleinräumige Unterschiede in der Niederschlagsverteilung in Form von Luv/Lee-Effekten beschreibt HELLER (1996), was die Grundlage für Einbeziehung dieses Faktors in das Modell darstellt.

FORSYTHE (1999) betont die Bedeutung von Einstrahlung und Hangkrümmung, deren Einfluss auch bei WALSH et. al. (1994) oder GAUER (1997) beschrieben wird. Das konstante Auftreten von windgefügten Graten und Rücken lässt sich am besten durch die eigens daran angepasste Vegetationsgesellschaften des *Elynetum* und *Loiseloirietum* (nach ELLENBERG 1986) belegen.

Schneeverlagerungen innerhalb von Lawinenbahnen sind ebenfalls für die kleinräumige Schneeverteilung von Bedeutung. Die Existenz der sog. Eiskapelle, eines permanenten Schneefeldes am Fuße der Watzmann-Ostwand auf 900 m ü. NN. wird ausschließlich der Lawinentätigkeit zugeschrieben. Allgemeine Abhängigkeiten

der Lawinenbildung beschreibt z. B. LATERNSEER et. al. (1997).

Die Rauheit der Oberfläche ist als windbremsendes Element in der bodennahen Luftschicht ausführlich bei GEIGER (1961) oder FLEMMING (1995) beschrieben. Dass geringe Windgeschwindigkeiten zu erhöhtem Schneeeintrag führen, ergibt sich z. B. bei GAUER (1997).

Die Bedeutung der Temperatur für die Ablation von Schnee wird vielfach beschrieben. Auch hier sei für den ostalpinen Raum auf FLIRI (1975) oder FRANZ (1979) verwiesen.

4.1.3 Auswahl der Schneemesstellen und vorhandenes Datenmaterial zur Modellvalidierung

Aus der Vielzahl an Schneemesstellen wurden nur 12 für die Überprüfung und Validierung des Modells herangezogen (vgl. Tab.1). Dies erfolgte selbstverständlich bevor das Modellergebnis bekannt war, die Auswahl der Messstationen war also nicht davon beeinflusst. Die Auswahl sollte sowohl einen möglichst großen Höhengradienten umfassen als auch für Exposition, Hangneigung und Hangkrümmung, im Idealfalle für alle 10 Eingangsparameter repräsentativ sein. Dass dies nicht erreicht werden kann, wurde bereits unter 4.1.1 erwähnt.

Die Messstellen 3, 108, 15, 31 und 61 reichen bei Hangneigungswerten $< 10^\circ$ über einen Höhengradienten von 667 m bis 1410 m ü. NN., umfassen also etwa 1/3 des gesamten Höhengradienten im Untersuchungsgebiet. Gerade im Bereich zwischen 1400 und 2700 m kann das Modellergebnis nicht mit Messwerten korreliert werden. Die Messstationen, die in Bereichen $> 10^\circ$ Hangneigung liegen, besitzen meist westliche bis nördliche Exposition, ein Umstand, der sich aus den Relief- und Erreichbarkeitsverhältnissen innerhalb des Nationalparks ergibt.

Innerhalb geschlossener Waldbestände sind ebenfalls nur wenige Schneemesstellen vorhanden. Hier muss die Lage jeder Station einzeln geprüft werden, da diese häufig in kleinen Auflichtungen liegen, aber innerhalb der GIS-Datenbasis als Waldstandorte ausgewiesen sind.

Berücksichtigt man zusätzlich, dass die Datenreihen nicht immer vollständig sind, was sich ebenfalls aus der schlechten Erreichbarkeit in hochalpinem Gelände ergibt, dann eignen sich nur wenige Messstellen für die Überprüfung der Modellprognose.

Die Daten der Schneemesstellen eignen sich somit nicht, um den Einfluss aller zehn Eingangsfaktoren auf das Modell zu testen. Sie liefern aber wertvolle Hinweise während der Modellentwicklung, da zu große Abweichungen der Messwerte von der Modellprognose auf Mängel in der Modellarchitektur hinweisen.

Die vorhandene 5-jährige Zeitreihe ist für klimatologische Aussagen zu kurz. Hier wird im Allgemeinen mit 30jährigen Reihen gearbeitet. Dieser kurze Zeitraum kann durch besondere klimatologische Verhältnisse ge-

prägt sein und vom 30jährigen Mittel abweichen. Eine zu starke Konzentration auf die Messwerte erscheint somit nicht angebracht.

4.2 Ergebnisdiskussion

4.2.1 Vergleich mit Schneemesdaten und den Aussagen Orts- und Sachkundiger

Die Fortschritte innerhalb der Modellentwicklung lassen sich durch die stärkere Korrelation der Ergebnisse der neuen Modellfassung mit den Messwerten erkennen (Abb. 7). Darüber hinaus herrscht eine hohe Übereinstimmung des Modellergebnisses mit den Erfahrungswerten von Sach- und Ortskundigen. Während dadurch vor allem die Prognose für die tiefen und mittleren Höhenlagen als gut abgesichert gelten können, sind die Angaben über die höchsten Lagen mit Unsicherheiten behaftet. Am sichersten lässt sich noch die durchschnittliche Lage von Windecken ermitteln. Für die Lagen > 1600 m nehmen sowohl die Erfahrungswerte Ortskundiger als auch die Anzahl an Messwerten ab. Forsythe verzichtet aufgrund der mangelnden Empirik darauf Aussagen für diesen Bereich zu treffen.

Durch die Formulierung des regelbasierten (logischen) Modells sollten aber auch weitgehend zutreffende Aussagen über diesen Höhenbereich zu treffen sein und das Modellergebnis grundsätzlich mit den realen Verhältnissen übereinstimmen.

Dies bedeutet nach BURROUGH et. al. (1996) allerdings noch nicht, dass die Prozesse und Zusammenhänge auch korrekt wiedergegeben werden. Eine Überprüfung dessen erscheint äußerst schwierig und die Gefahr des Auftretens von Scheinkorrelationen bleibt erhalten.

4.2.2 Indirekte Überprüfung des Ergebnisses durch Aktivitätsmuster von Gams und Adler im Winterhalbjahr

Die indirekte Überprüfung der Modellprognose durch Aktivitätsmuster von Tierarten ist eine weitere Möglichkeit, die ergänzend zu den oben beschriebenen Verfahren angewandt werden kann.

Gämsen nutzen im Winter bevorzugt schneearme Bereiche und meiden große Schneehöhen, an denen zu wenig Äsung erreichbar ist und die Tiere stärker einsinken. Die Antreffwahrscheinlichkeit telemetrisch überwachter Gämsen im Nationalpark Berchtesgaden während der schneebedeckten Zeit zeigt eine deutliche Bevorzugung der im Modell als schneearm bzw. als schneefrei ausgewiesenen Flächen (LOTZ 1997).

Dies gilt auch für die Winter-Aktionsräume des **Steinadlers**, die im Rahmen eines Monitoring-Programms für die Berchtesgadener Alpen ermittelt wurden (BRENDEL et. al., in diesem Forschungsbericht). Deren Zentren liegen alle in Bereichen von schneearmen bis sogar dauerhaft schneefreien Steilwänden, deren Lage durch das

Modellergebnis wiedergegeben wird. Diese gewährleisten auch im Winter die Entstehung von thermischen Aufwinden, die für den bis zu 5kg schweren Segelflieger von entscheidender Bedeutung sind.

4.2.3 Abschließende Bewertung

Die Modellprognose stimmt nach den oben beschriebenen Überprüfungsmethoden mit den realen Verhältnissen weitgehend überein. Dies spricht dafür, dass zumindest für das Untersuchungsgebiet mit den zehn Eingangsfaktoren und der angewandten Verknüpfungsmethode, ein Weg gefunden wurde, die mittleren Schnee-Verhältnisse vorherzusagen. Die Zielsetzung, das Schneemodell für biologische Fragestellungen, insbesondere als Hilfsmittel bei der Formulierung und Umsetzung von Habitatsignaturmodellen für Wirbeltiere einzusetzen,

erforderte sehr kleinräumige Aussagen. Auf dieser Maßstabsebene sind Aussagen nur durch die Einbeziehung vieler Eingangsfaktoren möglich. Dies erschwert den Einsatz empirischer Modelle sehr und führt zu regelbasierten (logischen) Modellen hin.

Die oft mangelnden Akzeptanz dieser Modelle in Wissenschaftskreisen erscheint unbegründet, denn wo die Empirik aufgrund der Komplexität der Prozesse innerhalb von Ökosystemen ihre Grenzen findet, treten die Vorteile der logischen Modellbildung in den Vordergrund. Obgleich BURROUGH et. al. (1996) davor warnt, bei aller Modellbildung die regionalen Besonderheiten eines Untersuchungsgebietes zu übersehen, sind die grundsätzlichen Prozesse und Zusammenhänge durch jahrzehntelange Forschung bekannt und somit als „Handwerkszeug“ für die Modellbildung vorhanden.

5 Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesämter, Landesanstalten und Landesumweltämter, Arbeitskreis CIR-Bildflug 1995: Systematik der Biotoptypen- und Nutzungskartierung (Kartieranleitung) -Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 45: 153pp.
- AULITZKY, H. & H. TURNER 1982: Bioklimatische Grundlagen einer standortsgemäßen Bewirtschaftung des subalpinen Lärchen-Arvenwaldes. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Bd. 58: 327-580.
- BÖGEL, R. & R. EBERHARDT 1997: Modelle zur Bewertung von Thermik und dynamischen Hindernisaufwinden zur Beurteilung der Flugbedingungen für Großvögel. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX. Salz. Geogr. Mat., 26: 23-33.
- BORROUGH, P. A., R. van RIJN, M. RIKKEN 1996: Spatial Data Quality and Error Analysis Issues: GIS Functions and Environmental Modeling. In: GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues (M.F. Goodchild et. al., Hg. 1996): 29-34.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT, K. WIESMANN-EBERHARDT, W. d'OLEIRE-OLTMANN, DUGUAY, C. R. & D. A. WALKER 1996: Environmental Modeling and Monitoring with GIS: Niwot Ridge Long-Term Ecological Research Site. In: GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues (M.F. Goodchild et. al., Hg. 1996): 219-224.
- EBERHARDT, R., R. BÖGEL, B. FRÜHWALD, A. LOTZ 1997: Modellbildung zur Raum- und Habitatnutzung terrestrischer Organismen am Beispiel von Steinadler und Gemse. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX. Salz. Geogr. Mat., 26: 47-58.
- ELLENBERG, H. 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: 989pp.
- ENDERS, G. 1979: Theoretische Topoklimatologie. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 1/1979: 92pp.
- ESRI 1998 (Hg.): Online-Handbuch zu ArcInfo 7.2.1.
- FORSYTHE, W. 1999: Developing Snowpack Models in the Kalkhochalpen Region. Dissertationsarb. an der Univ. Salz.: 138pp.
- FLEMMING, G. 1995: Wald - Wetter - Klima: Einführung in die Forstmetereologie. 3. Aufl.: 136pp.
- FLIRI, F. 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols. Folge 1: 454pp.
- FRANZ, H. 1979: Ökologie der Hochgebirge. 495pp.
- FRANZ, H. P. 1995: Das Geographische Informationssystem der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden - Entwicklung, Stand, Trend. Salz. Geogr. Mat. 22: 72-78.
- GAUER, P. 1997: Physik der Schneeverfrachtung, Modellierung. Swiss Federal Institute for Snow and Avalanche Research: 18pp.
- GEIGER, R. 1961: Das Klima der bodennahen Luftschicht. Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie. Die Wissenschaft. Bd. 78: 645pp.
- HALLER, H. 1996: Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Orn. Beob., Beiheft 9: 167pp.
- HELLER, S. 1996: Der Einsatz des Geographischen Informationssystems bei der Regionalisierung des Niederschlags im Nationalpark Berchtesgaden. Unveröff. Dipl. Arb. Univ. Mainz: 151pp.
- JUNGSMANN, T. 1998: Untersuchungen zur zeitlichen und räumlichen Variabilität der Schneedecke im Nationalpark Berchtesgaden. Unveröff. Dipl. arb. Inst. f. Geogr. Univ. München: 77pp.
- KIAS, U, DEMEL, W., REITER, K., RICHTER, C. 1996: Nachführung von digitalisierten räumlichen Daten. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.

- LATERNSER, M., M. SCHNEEBELI, P. FÖHN, W. AMMANN 1997: Klima, Schnee und Lawinen. Argumente aus der Forschung, 13/97, Birmensdorf: 9-16.
- LOTZ, A. 1997: Habitatnutzung der Gams *Rupicapra rupicapra* (L.) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Eine GIS-gestützte Modellbildung auf Basis telemetrisch erhobener Daten. Unveröff. Dipl.arb. Inst. f. Biogeogr, Univ. Saarbrücken: 120pp.
- LUTZE, G. & WIELAND, R. 1997: Fuzzy in der Landschaftsforschung und -modellierung. In: Modellbildung und Simulation im Umweltbereich. (R. Grützner, Hg. 1997), Statusbericht: 233 - 247.
- MILLER, D. R. 1996: Knowledge Based Systems for Coupling GIS and Process-Based Ecological Models. In: GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues (M.F. Goodchild et. al., Hg. 1996): 231-234.
- SCHALLER, J. 1988: Das Geographische Informationssystem ARC/INFO. Wiener Schriften zur Geographie und Kartographie, Bd. 1: Digitale Technologie in der Kartographie: 218-227: 233pp.
- SPANDAU, L. & C. SIUDA 1985: Das geographische Informationssystem im MAB 6-Projekt. Ökosystemforschung Berchtesgaden, Fachbereichsbericht FB 93 Kartographie, Datenaufbereitung. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- WALSH, S. J., D. R. BUTLER, D. G. BROWN, L. BIAN 1994: Form and pattern in the alpine environment: an integrated approach to spatial analysis and modelling in Glacier National Park. In: Mountain environment and geographic information systems (M. F. Price and D. I. Heywood, Hg. 1994): 189-216.
- WEISCHET, W. 1991: Einführung in die allgemeine Klimatologie: 275pp.
- WALTER, H. & S.-W. BRECKLE 1986: Ökologie der Erde. Band 3: Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens: 587pp.

Anschrift des Autors:

Dipl.-Geogr. Rolf Eberhardt
 Zukunft Biosphäre
 Dachlmoosweg 6
 D-83489 Bischofswiesen

Raumnutzung und Habitatwahl der Gämse (*Rupicapra rupicapra*, L.) und Entwicklung GIS-gestützter Modelle zur Beurteilung der Habitateignung im Nationalpark Berchtesgaden

Ralf Bögel, Annette Lotz, Barbara Frühwald und Werner d'Oleire-Oltmanns

Einleitung

Qualitativ ist über die Autökologie der Gämse eine Fülle bekannt (KNAUS & SCHRODER 1975, ELSNER VON DER MALSBURG 1982, MEILE 1985, MEILE 1986, HAMR 1986, NERL et al. 1995). Quantitative Aussagen liegen dagegen nur über den Raumbedarf vor, Aussagen zur Habitatwahl beschränken sich auf qualitative Angaben. Deshalb sollte vor dem Hintergrund der Waldverbissproblematik die Raumnutzung und Habitatwahl von Gämsen im Jahresverlauf detailliert erfasst und Aussagen über den Einfluss verschiedener Störeinflüsse auf Raumnutzung und Habitatwahl erbracht werden. Dazu wurden 3 Untersuchungsgebiete mit unterschiedlicher Ausprägung von Geomorphologie, Biotopausstattung und anthropogenem Störeinfluss (Freizeitnutzung, Almwirtschaft, Jagd) bearbeitet. Während erste Daten ohne saisonale Differenzierung bereits publiziert sind (BÖGEL et al. 1998), werden hier die Ergebnisse zur Raumnutzung und Habitatwahl differenziert dargestellt und zur Erstellung von GIS-Modellen zur flächenhaften Bewertung der Habitateignung des Biosphärenreservats Berchtesgaden für Gämsen genutzt. Die Ergebnisse dieser flächenhaften Aussagen können einen ökologischen Beitrag zur Problemlösung der „Wald-Wildproblematik“ liefern.

Methoden

Zur Erfassung der Raumnutzung wurden einzelne Individuen ($n = 11$) mit dem „Narkosegewehr“ immobilisiert (WALZER et al. 1997), vermessen und mit einem Telemetriesender markiert. Alle Sendertiere gehörten unterschiedlichen Rudelverbänden an, die über 3 Untersuchungsgebiete im Nationalpark Berchtesgaden verteilt waren und sich zumindest im Sommer in verschiedenen Einständen aufhielten. Die Datenerhebung erstreckte sich auf den Zeitraum vom 23.4.96 bis 30.4.97 und umfasste 2568 ausgewertete Peildaten. Die Halsbandsender wogen 300 g (ca. 1 % der mittleren Körpermasse), hatten eine Lebensdauer von ca. 2 Jahren und waren mit Temperatur-, Luftdruck- und Lagesensoren ausgestattet. Die im Feld erhobenen Daten umfassten Standort, Seehöhe (barometrische Höhenbestimmung),

Kopforientierung (Lagesensor) und Aktivitätsstatus (zunächst durch Ableitung aus Fluktuationen der Signalstärke, später durch Bewegungssensor). Die barometrische Höhenbestimmung erfolgte unter Berücksichtigung wetterbedingter Luftdruckschwankungen nach BÖGEL (1996).

Darüber hinaus wurden Daten zur Wettersituation und Schneebedeckung im Feld erhoben. Die Datenerhebung erfolgte wegen des logistischen Aufwands und der verfügbaren Personalkapazität in unregelmäßigen Abständen aber mehrmals pro Woche. Zur Vermeidung autokorrelierter Datensätze wurden Lokalisationen in die Datenauswertung nur aufgenommen, wenn sie mindestens 1 Stunde auseinander lagen. Wegen der unterschiedlichen Peilkonstellationen war die Standortgenauigkeit der Telemetriedaten variabel; deshalb wurden nur solche Datensätze in die Auswertung aufgenommen, die ein hohes Konfidenzniveau besaßen (Peilung mit erzieltm Sichtkontakt oder Peilkonstellationen aus kurzer Entfernung mit geschätztem Standortfehler von < 100 m). Die Daten einer Gams wurden von der Analyse ausgeschlossen, da das Tier nach kurzer Zeit in einer Lawine ums Leben gekommen war und die Daten somit nur für einen kurzen Zeitabschnitt repräsentativ gewesen wären. Alle raumbezogenen Daten wurden in das geografische Informationssystem der Nationalparkverwaltung überführt (GIS, ARC/INFO-Software), die zugehörigen Attribute (Seehöhe, Temperatur, Kopforientierung, etc.) in einer relationalen Datenbank (ORACLE) verwaltet (d'OLEIRE-OLTMANN & FRANZ 1991). Über das GIS ist gewährleistet, dass zu jedem Standortnachweis eines Tieres auch Informationen über den genutzten Biotoptyp, die Hangneigung und Exposition vorliegen. Die gewählte Datenstruktur ermöglicht zudem beliebige Selektionen der Datensätze nach Individuen, Individuengruppen, Tages- oder Jahreszeiten, Aktivitätsformen oder Wettersituationen. Bei der Datenanalyse wurde zunächst über ein Kernelverfahren (NAEF-DAENZER 1993, BÖGEL 1996) aus den Nachweispunkten ein Aktionsraum abgegrenzt und nach Nutzungsintensität differenziert. Die so gewonnenen Flächeninformationen wurden dann im GIS einer Analyse der Habitatwahl unterzogen (Verschneidung und Gewichtung der GIS-Basisdaten nach den Nutzungsfrequenzen der saisonalen home ranges), wobei der Vergleich zwischen Lebensraumangebot und eigentlicher Nutzung von zentraler Bedeutung war. Diese Analyse der Habitatwahl bezog sich auf die Habitatparameter Seehöhe, Hangneigung, Hangexposition und Biotoptyp.

Zur Zusammenfassung einzelner Individuen zu Klassen wurden Cluster-, Kontingenztafel- und Diskriminanzanalysen durchgeführt. Dabei wurden verschiedene Unterteilungen nach ihrem statistischen Klassifizierungsergebnis überprüft. Dies erfolgte einerseits für die Annahme von 2 Clustern: nach dem Geschlecht (männlich/weiblich) bzw. nach „Habitatnutzungstyp“ („Gratgämse“/„Waldgämse“), andererseits für die Annahme von 3 Clustern: nach den verschiedenen sozialen Organisationsformen (Geiß-Kitz-Rudel/Junggesellen-Verbände/Einzeltiere) bzw. nach Untersuchungsgebiet (Jenner/Hochalm/Reiteralm).

Die Modelle zur raumbezogenen Bewertung der Habitateignung wurden im Geographischen Informationssystem ARC/INFO auf Rasterebene umgesetzt (Rasterformat 10 m x 10 m). Dabei erfolgte die Programmierung der Rechenschritte mit Hilfe der AML-Programmiersprache. Alle Modelle bauten auf 6 Einzelfaktoren auf: 1. Höhe ü. NN, 2. Hangneigung, 3. Biotoptypen, 4. Einstrahlung, 5. Schneebedeckung und 6. anthropogene Störungen. Die ersten drei Faktoren wurden aus den Telemetriedaten abgeleitet (Analysen zur Habitatwahl), die übrigen Faktoren wurden aufgrund von Literaturangaben zur Autökologie der Gämse in das Modell einbezogen.

Für die Umsetzung des Parameters Höhe zu Eignungskarten im GIS wurden die saisonalen Höhenverteilungen der Gämse durch polynomische Regressionsfunktionen beschrieben und so die Höhe der Rasterzellen in eine prozentuale Eignungsskala überführt (vgl. Abb. 4). Analog wurde bei der saisonalen Bewertung der Hangneigung verfahren. Die Hangexposition wurde wegen der wenig selektiven Nutzung und des dominierenden Einflusses des Untersuchungsgebiets nicht als eigenständiger Faktor in die Modellbildung einbezogen; sie erfährt aber bei der Einstrahlung und der relativen Schneebedeckung eine entsprechende Gewichtung (s. u.). Bezüglich der Bewertung der Biotoptypen erfolgte eine Reklassifizierung entsprechend der saisonal unterschiedlichen Nutzungsintensität der Gämse. Somit konnten die Nutzungsfrequenzen von „Wald“- bzw. „Gratgämse“ flächendeckend für das gesamte Biosphärenreservat in saisonale Eignungswerte von Höhenlage, Hangneigung und Biotoptyp übersetzt werden.

Bei der Modellierung der Einstrahlung wurde (entsprechend eigener Daten und Literaturangaben) davon ausgegangen, dass Gämse während des Sommerzeitraums stark besonnte Flächen meiden, während im Winter- und Frühjahr besonnte Flächen wegen der besseren Erreichbarkeit der Nahrung eine erhöhte Attraktivität für Gämse besitzen (Diese Zusammenhänge waren zwar wegen verschiedener Wettereffekte nicht an allen Tagen der betreffenden Jahreszeit gleichermaßen offensichtlich, sie repräsentieren aber die durchschnittliche Bedeutung der Sonneneinstrahlung für die Gämse in der jeweiligen Jahreszeit). Die eigentliche Bewertung der Sonneneinstrahlung erfolgte unter Berücksichtigung der Höhenlage (unterschiedliche Extinktion der eingestrahlten Energie), des saisonalen Sonnenstandes, des geometrischen

Auftreffwinkels auf die jeweilige Geländeerasterzelle (Hangneigung und Exposition) und der Bodenbedeckung nach dem Lambertschen Gesetz (BÖGEL 1996).

Zur Modellierung der Schneebedeckung wurde aufgrund von Literaturrecherchen (GUTTENBERGER 1994, FLEMMING 1995) und theoretischer Überlegungen ein „Schneeindex“ aus folgenden Faktoren abgeleitet: 1) Höhe ü. NN (relevant für Eintrag), 2) Hangneigung (relevant für Eintrag), 3) Hangkrümmung (relevant für Eintrag und Austrag), 4) Temperatur (relevant für Eintrag und Austrag), 5) Sonneneinstrahlung (relevant für Austrag) und „Windecken“ (relevant für Austrag). Dieser Schneeindex diente zur Ausweisung generell schneebedeugünstigter und schneearmer Flächen (eine lokale Berechnung absoluter Schneehöhen zu verschiedenen Zeitpunkten ist aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge nicht möglich). Durch Verknüpfung der Einzelparameter wurde ein Wintermodell und ein Frühjahrsmodell entwickelt, wobei die jahreszeitliche Differenzierung allein durch die Veränderung der Einstrahlungsverhältnisse und des Temperaturgradienten zustande kommt (alle anderen Faktoren wurden unabhängig von der Jahreszeit behandelt). Für die Habitateignung im Sommerzeitraum wurde die Lage der Schneefelder aus dem Schneemodell abgeleitet, da solche Schneefelder von Gämse während der sommerlichen Mittagshitze gezielt zur Kühlung aufgesucht werden (eigene Beobachtungen sowie oben spezifizierte Literaturangaben).

Die jahreszeitliche Differenzierung der anthropogenen Störeinflüsse erfolgte nach Sommer- und Winterhalbjahr (für das Frühjahr wurden dieselben Störquellen wie im Winter angenommen). Als potenzielle Störquellen wurden berücksichtigt: 1) Wegenetz, 2) Siedlungen, 3) Seilbahnen, 4) Militärgelände, 5) Skitourenrouten und 6) Skiabfahrten. Dabei wurde davon ausgegangen, dass das Vorhandensein von Störquellen auch ohne genaue Dokumentation der zeitlichen Verteilung von Störwirkungen im statistischen Mittel zu einer Verringerung der Habitatqualität führt. Für die meisten Störquellen war bereits eine nach Nutzungsfrequenz differenzierte Datenbasis im GIS vorhanden. In Abhängigkeit von der Störquelle wurden Zonen unterschiedlicher Pufferbreite definiert, bis zu deren Grenzen eine Störwirkung postuliert wurde. Zusätzlich wurde das Ausmaß der maximalen Störintensität im Zentrum der Störquelle beurteilt und auf einer prozentualen Skala festgelegt. Pufferbreite und maximale Störintensität orientieren sich an den Ergebnissen detaillierter Störungsuntersuchungen, die an anderer Stelle publiziert sind (HÄRER 1999).

Im Fall der Biotoptypen und der Sonneneinstrahlung wurden zusätzlich Nachbarschaftsbeziehungen mit Hilfe des von EBERHARDT entwickelten Kernel-HSI-Verfahrens (HSI = *habitat suitability index*) berücksichtigt (EBERHARDT et al. 1997), wodurch zuvor verinselte Zentren hoher und geringer Eignung unter Berücksichtigung der Eignung der jeweils benachbarten Rasterzellen räumlich vernetzt ausgewiesen werden.

Alle Einzelfaktoren beschreiben die Eignung des Untersuchungsgebiets als Gamshabitat auf einer relativen Skala.

Bezüglich der Faktoren Höhe ü. NN, Biotoptyp, Hangneigung, Exposition und Einstrahlung dienten Korrelationsanalysen zur Identifizierung der Einzelfaktoren und deren relativer Gewichtung bei der Verknüpfung zum Gesamtmodell. Bezüglich der übrigen Zusammenhänge mußte nach dem Prinzip der unscharfen Darstellung (fuzzy logic) verfahren werden, einer Methodik, die bei fehlenden Absolutskalen und großer Komplexität der Zusammenhänge, wie dies gerade bei ökologischen Fragestellungen häufig der Fall ist, inzwischen eine breite Akzeptanz gefunden hat (BLASCHKE 1997, LUTZE & WIELAND 1997, SCHRODER 1997). Abb. 1 und Tab. 1 zeigt die Verknüpfung der sechs Einzelfaktoren zum Gesamtmodell unter Berücksichtigung der jahreszeitlich wechselnden Bedeutung der verschiedenen Habitatparameter für die Lebensraumqualität von „Wald“- und „Gratgämsen“.

Zur statistischen Validierung der Modellaussagen wurden räumliche Korrelationskoeffizienten nach GOODCHILD (1986) bestimmt. Dabei wurden die Habitateignungsmodelle einerseits mit der tatsächlichen Nutzungsverteilung der Gämsen verglichen, andererseits mit einer zufälligen Nutzungsverteilung, die sich über denselben Wertebereich erstreckte (Random-Stichprobe). Nach demselben Verfahren wurden die Habitateignungsmodelle untereinander verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 2 zeigt die Klassifikationsergebnisse der untersuchten Gämsen nach verschiedenen Unterteilungskriterien. Daraus wird klar, dass eine Unterteilung der Individuen nach „Habitatnutzungstyp“ das mit Abstand beste Klassifizierungsergebnis und somit die homogenste Unterteilung bringt. Dabei ist zu betonen, dass nicht etwa „a priori“ die Tiere nach dem Kriterium Habitatpräferenz gruppiert wurden, sondern die Clusteranalyse eine Klassifizierung als die geeignetste herausgestellt hat, deren grundlegendes Unterteilungsmerkmal sich am besten mit dem Unterteilungskriterium „Habitatnutzungstyp“ beschreiben lässt. In Anlehnung an verschiedene Autoren aus forst- bzw. jagdlichen Kreisen (z.B. NERL et al. 1995) wurden die beiden so entstandenen Klassen als „Grat-“ bzw. „Waldgämsen“ bezeichnet. Alle Ergebnisdarstellungen folgen dieser grundlegenden Klassifizierung.

Die Aktionsraumgrößen (home ranges) der untersuchten Individuen (Ganzjahresaktionsräume) variieren zwischen 190 und 613 ha (Tab. 3; Flächenangaben bezogen auf wirkliche Oberflächen). Dabei fällt auf, dass „Waldgäm-

Tab. 1: Jahreszeitlich wechselnde Bedeutung der Habitatparameter in Abhängigkeit von der Habitatpräferenz.

Habitatparameter	Waldgams			Gratgams		
	Sommer	Winter	Frühjahr	Sommer	Winter	Frühjahr
Höhe	E	E	E	E	E	E
Hangneigung	E	E	E	E	E	E
Biotoptyp	E	M	E	E	M	E
Einstrahlung	M (-)	E (+)	E (+)	E (-)	E (+)	E (+)
Schnee	entfällt	E (-)	M (-)	M (+)	E (-)	M (-)
Störung	M (-)	M (-)	M (-)	M (-)	M (-)	M (-)

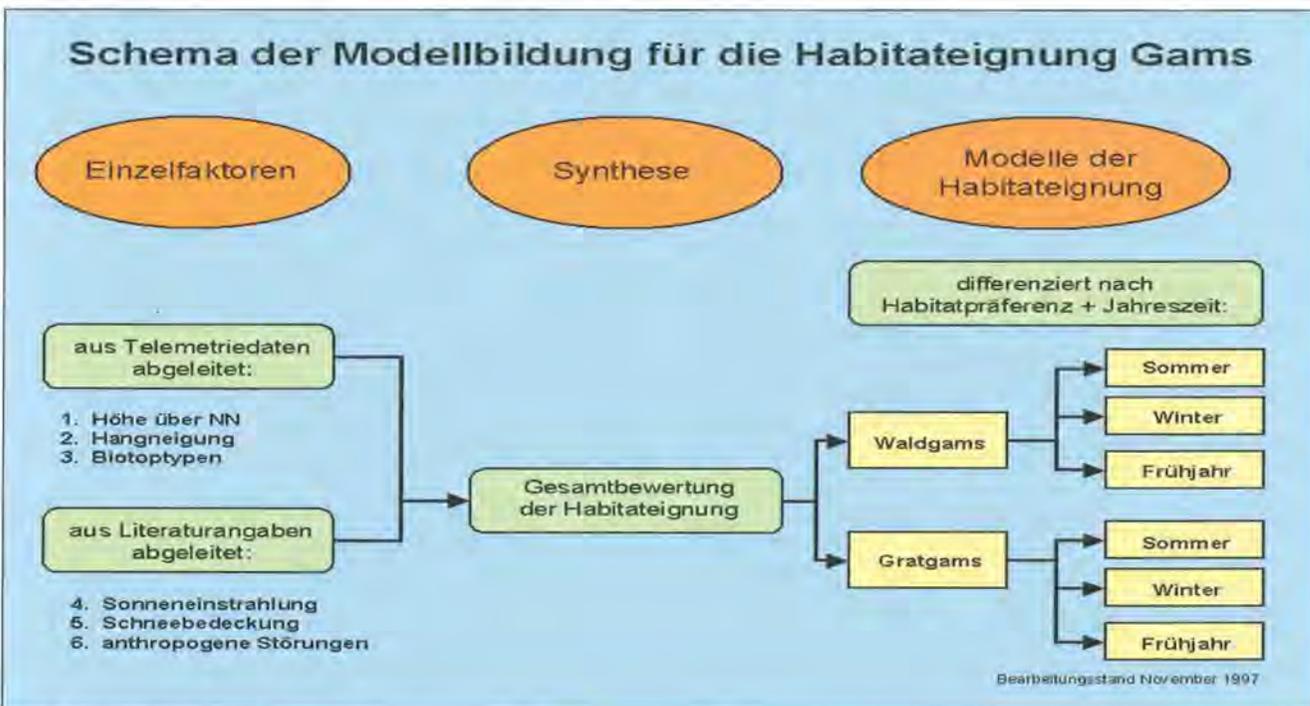


Abb. 1: Schema der Modellbildung.

Tab. 2: Klassifikationsergebnis der untersuchten Gämsen nach verschiedenen Unterteilungskriterien.

Klassifikationskriterium	Sommer (Cramer's V)	Winter (Cramer's V)
Geschlecht (2 Klassen)	0,307	0,000
Habitatnutzungstyp (2 Klassen)	0,736	0,579
soziale Organisationsform (3 Klassen)	0,318	0,203
Untersuchungsgebiet (3 Klassen)	0,402	0,505

Tab. 3: Aktionsraumgrößen der untersuchten Gämsen.

Individuum	Geschlecht	Alter	Habitatnutzungstyp	n ¹	Aktionsraum ² [ha]
S 48	♂	4	Gratgämse	436	611
N 38	♂	4	Gratgämse	140	514
K 34	♀	6	Gratgämse	143	455
Y 56	♀	7	Gratgämse	305	613
X 54	♀	9	Gratgämse	237	420
O 44	♂	14	Gratgämse	163	190
Z 58	♀	3	Waldgämse	290	383
H 28	♂	4	Waldgämse	287	444
E 24	♂	8	Waldgämse	116	407
P46	♂	11	Waldgämse	451	446

¹) Anzahl der Ortungen ²) Gelände-Oberfläche

sen“ nicht nur im Mittel kleinere Aktionsräume besitzen als „Gratgämsen“ sondern auch bezüglich ihrer Größe geringere Streuungen aufweisen (Abb. 2). Dies wäre da-

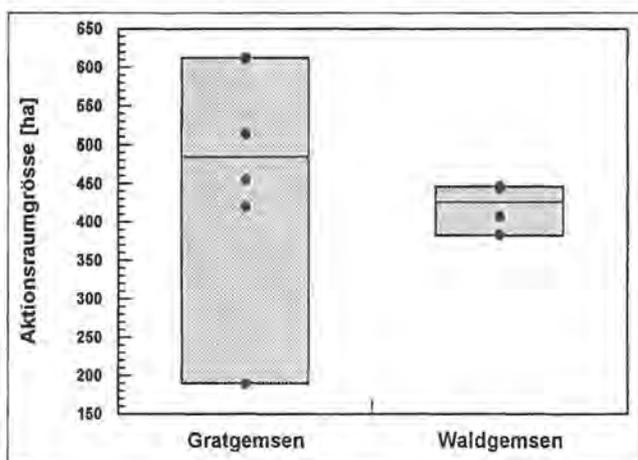


Abb. 2: Aktionsraumgrößen für Wald- und Gratgämsen.

durch erklärbar, dass die Habitatqualität in den genutzten Waldbereichen recht homogen ist, während in Gratbereichen die Habitatqualität aufgrund mikroklimatischer Zusammenhänge erheblich stärker variiert. Die unterschiedliche Lage und Ausdehnung der saisonalen Aktionsräume ist in Abb. 3 exemplarisch für eine Gämse dargestellt. Während Sommer- und Winteraktionsraum eine ähnliche Flächenausdehnung (506 bzw. 483 ha) besitzen, sich aber durch Ein- (Sommer) bzw. Mehrzentrigkeit (Winter) unterscheiden, fällt das Frühjahr durch einen auffällig kleinen Aktionsraum (194 ha) mit ausgeprägtem Nutzungszentrum auf. Dieser Befund ist charakteristisch für alle untersuchten Gämsen und darauf zurückzuführen, dass im Winter das Nahrungsangebot schlecht und großräumig von ähnlicher Qualität ist, wodurch sich die Aktivitäten der Gämsen gleichmäßiger im Home Range verteilen (Mehrzentrigkeit), während sich

im Frühjahr der erste Vegetationsschub an kleinräumigen, tiefliegenden und durch SO bis SW-Exposition schneefreien Flächen ereignet, auf denen sich die Gämsen dann konzentrieren. Im Mittel waren die Winteraktionsräume um 45 % (-21,6 ... +54,4 %) größer als die Sommereinstände, während die Frühjahrsaktionsräume durchschnittlich nur 39 % (23,2 ... 52,2 %) der Jahresaktionsräume ausmachten.

Bezüglich der Nutzung des Höhengradienten ergibt sich das in Abb. 4 dargestellte Bild: Während sowohl „Wald-“ als auch „Gratgämsen“ im Frühjahr die tiefstgelegenen Einstände nutzten und ähnliche Maxima in der Höhenverteilung aufwiesen, kam es im Sommer zu einer klaren Differenzierung mit einem (zweigipfligen) Maximum bei „Waldgämsen“ im Bereich zwischen 1100 und 1600 m NN und einem schmalbandigeren Maximum bei „Gratgämsen“ zwischen 1600 und 2000 m NN. Auch im Winter unterschied sich die Nutzung des Höhengradienten eklatant: „Waldgämsen“ waren hier durch ein vergleichsweise enges Maximum zwischen 1100 und 1500 m NN charakterisiert, während „Gratgämsen“ eine zweigipflige Verteilungskurve mit Maxima um 1200 und 1600–1800 m NN zeigten. Trotzdem zeigen sowohl Höhenverteilung, Clusteranalyse (vgl. Tab. 2) als auch die Korrelationsanalysen der Habitateignungsmodelle (s. Tab. 4), dass sich „Grat-“ und „Waldgämsen“ im Sommer klarer abgrenzen und geringere Nischenüberlappungen aufweisen als im Winter oder Frühjahr.

Bezüglich der Selektion verschiedener Hangneigungsklassen fiel auf, dass „Gratgämsen“ steile Hanglagen zwischen 40 und 60° Neigung präferierten, während „Waldgämsen“ hochselektiv mittlere Hangneigungen (30–40°) nutzten (Abb. 5). Beide Habitatnutzungstypen mieden flache Hänge mit einer Neigung unter 30° und zeigten saisonal nur geringe Unterschiede bei der Wahl der Hangneigungsklassen.

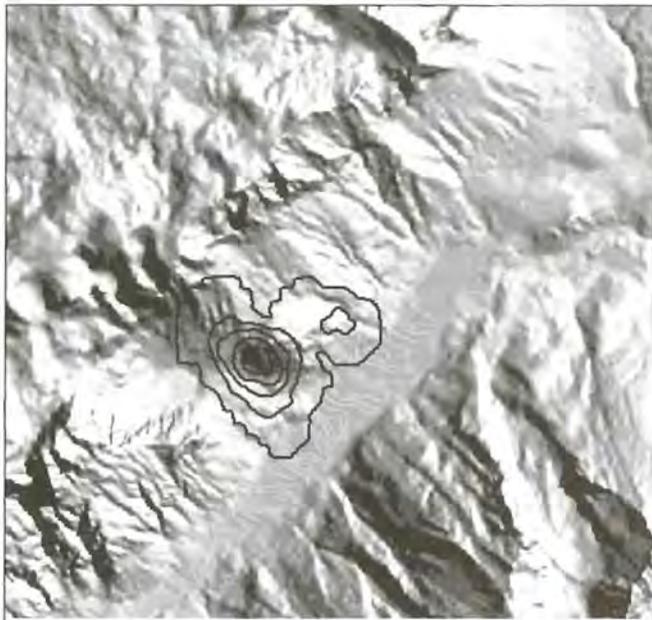


Abb. 3:
 Jahreszeitlich differenzierte Home Ranges des
 4jährigen Gamsbocks S 48 im Teilgebiet
 Reiteralm;
 oben: Frühjahr
 Mitte: Sommer
 unten: Winter

1000 0 1000 2000 Meter



∩ Isolinien gleicher Nutzungsintensität

die äußere Begrenzung entspricht 5 %
 Nutzungsintensität; von dort nimmt die
 Nutzung zum Zentrum hin zu
 (20 % Intervalle)



Abb. 3: Jahreszeitlich differenzierte Home Ranges des 4jährigen Gamsbocks S 48 im Teilgebiet Reiteralm (oben: Frühjahr, Mitte: Sommer, unten: Winter).

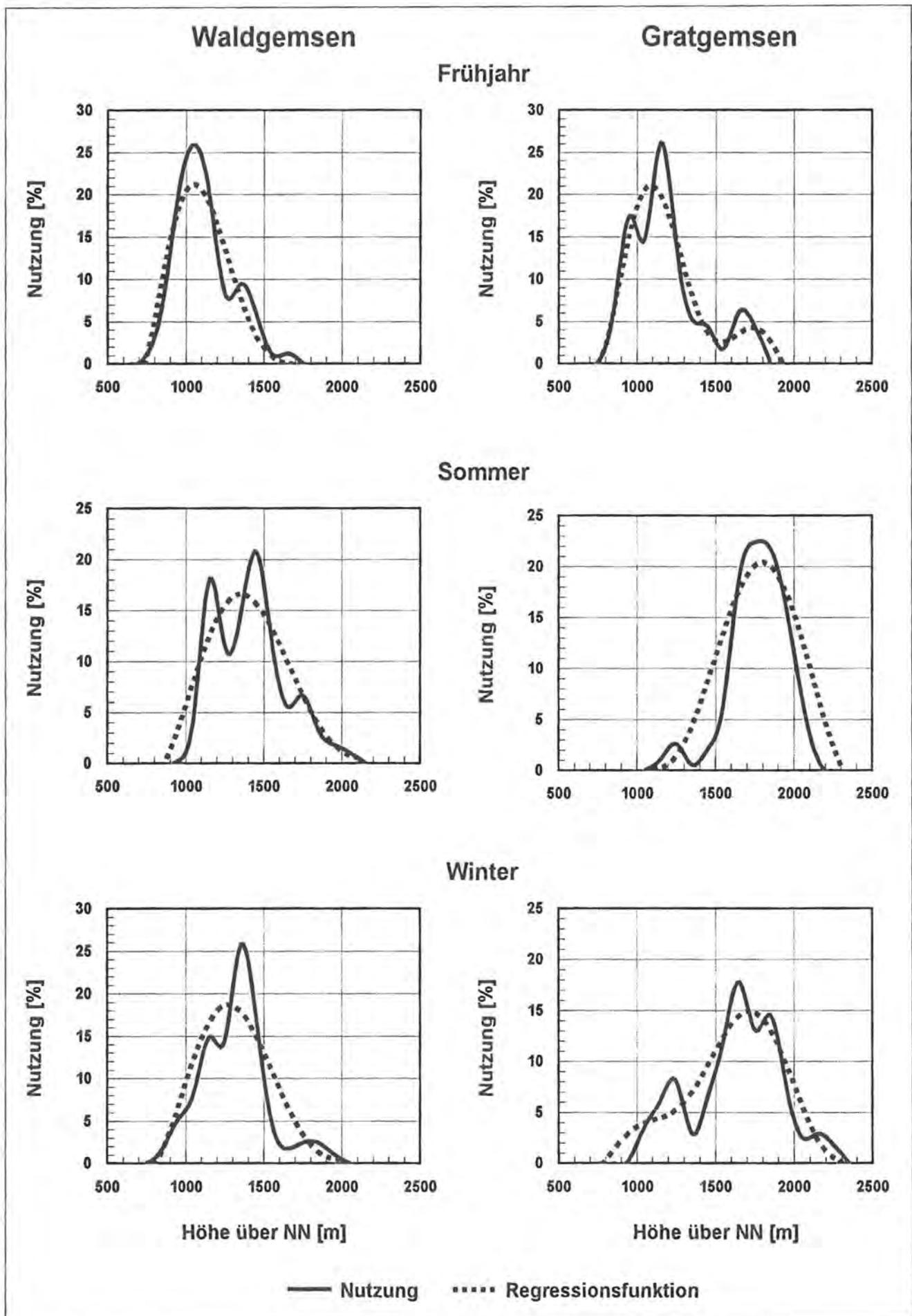


Abb. 4: Saisonale Nutzung des Höhengradienten.

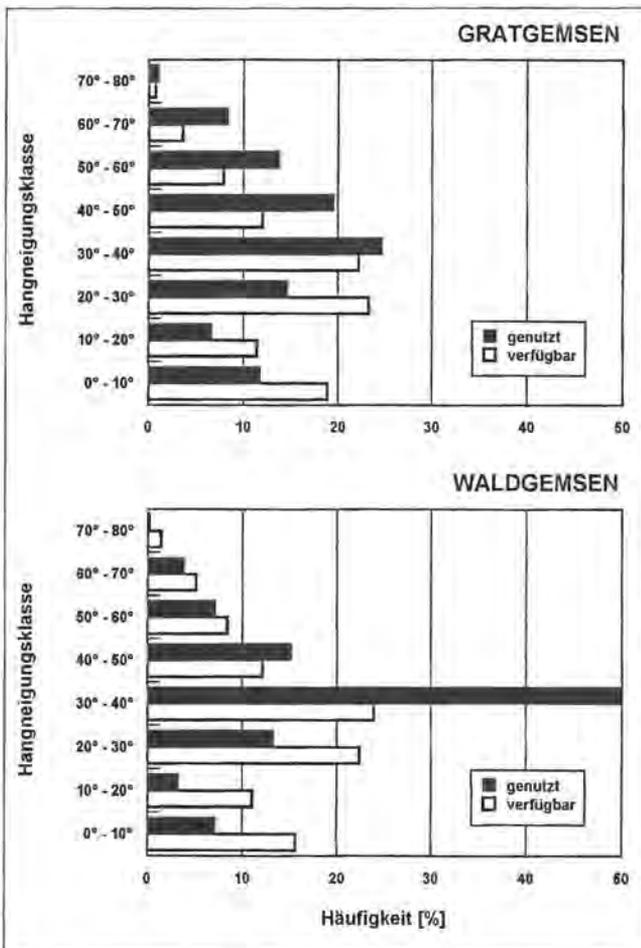


Abb. 5: Angebot und Nutzung der Hangneigungsklassen.

Hinsichtlich der Hangexpositionen dominierte die Geomorphologie des jeweiligen Untersuchungsgebiets die Nutzung verschiedener Expositionsrichtungen; bei entsprechender detaillierter Betrachtung war aber auch diesbezüglich eine gewisse selektive Nutzung erkennbar (Abb. 6). Auch der Vergleich zwischen Nutzung und Angebot von verschiedenen Biotoptypen belegt eine selektive Habitatwahl für beide Habitatnutzungstypen (Abb. 7): Während bei „Gratgämsen“ alpine Rasen und der Krummholzgürtel überproportional genutzt und alle Waldtypen gemieden wurden, zeigten „Waldgämsen“ Präferenzen für Laub- und lichten Wald, insbesondere aber auch für Almwiesen. Reiner Nadelwald wurde dagegen auch von „Waldgämsen“ klar gemieden. Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit dem potenziell in verschiedenen Biotoptypen vorgefundenen Nahrungsangebot und decken sich mit noch unpublizierten Daten

über Panseninhaltsanalysen. Demnach bilden zu fast allen Jahreszeiten Gräser und Kräuter (alpine Rasen, Almwiesen), aber auch Zwergsträucher (Krummholzgürtel) die Hauptnahrungsbestandteile.

Die gefundenen Zusammenhänge kommen in der flächenhaften Darstellung auch in den GIS-Modellen zur Habitatauswahl zum Ausdruck: alle sechs Teilmodelle weisen ein differenziertes Verteilungsmuster der Eignungszentren (dunkelgraue Flächen) auf und beschreiben deutlich deren jahreszeitliche Lageveränderungen (Abb. 8; aus Maßstabsgründen werden die sechs Teilmodelle nur für den Geländeausschnitt Reiteralm – Hochkalter dargestellt). Nach räumlichen Korrelationsanalysen (Tab. 4) werden im Sommer die größten Unterschiede in der Habitatauswahl für „Wald“- bzw. „Gratgämsen“ festgestellt (Korrelationskoeffizient 0,377); hier unterscheiden sich Optimalhabitate sowohl hinsichtlich der Höhenlage als auch hinsichtlich der Exposition. Darüber hinaus zeigt das „Waldgämsen“-Modell ein im Vergleich zum „Gratgämsen“-Modell gleichförmigeres Eignungsmuster, das die homogenere Habitatqualität im Waldbereich widerspiegelt. Bei den Wintermodellen fällt die recht ähnliche Lage mittlerer bis hoch geeigneter Bereiche für „Wald“- und „Gratgämsen“ auf, die sich auch in einem hohen Korrelationskoeffizienten der Modelle ausdrückt (0,809); allerdings erstrecken sich die Zentren vertikal verschoben in verschiedenen Höhenzonen. Bemerkenswert sind die Lageveränderungen der Optimalhabitate von zuvor nord- bis nordwestexponierten Bereichen (Sommer) auf süd- bis südostexponierte Bereiche (Winter), was durch bekannte Einstandswechsel von Gämsen bestätigt wird. Im Frühjahr wird in beiden Modellen die starke räumliche Beschränkung geeigneter Flächen deutlich. Anders als bei den Wintermodellen ist jedoch die relative Abstufung der Eignungswerte ausgeprägter. Die Zentren höchster Habitatauswahl sind bei „Wald“- und „Gratgämsen“ nahezu identisch, da sich zu dieser Jahreszeit die optimalen Stellen auf die tiefsten Lagen am Fuß der süd- bis südostexponierten Bergflanken beschränken. Der Korrelationskoeffizient zwischen dem „Wald“- und „Gratgämsen“-Modell (0,970) beweist, dass im Frühjahr keine Differenzierung nach dem Habitatnutzungstyp notwendig wäre. Dies führt insbesondere im Frühjahr dazu, dass in Bereichen, wo erstes frisches Grün am Fuß aperer Bergflanken ein lokal begrenztes, qualitativ hochwertiges Nahrungsangebot bereitstellt, sich die Gämsen konzentrieren und so zu einer oft drastischen Erhöhung der lokalen

Tab. 4: Korrelationsmatrix der Habitatauswahlmodelle.

Gratgämsen	Waldgämsen			Random
	Frühjahr	Sommer	Winter	
Frühjahr	0,970	0,630	0,890	-0,001
Sommer	-0,226	0,377	0,064	0,001
Winter	0,449	0,550	0,809	0,001
Random	-0,001	0,001	0,001	1,000

Wilddichte führen (nach eigenen Daten bis zum 100fachen der durchschnittlichen, sommerlichen Bestandsdichte). Solche Frühjahrseinstände stellen deshalb grundsätzlich Konfliktbereiche dar, zumal der genaue Einzugsbereich solcher Einstände nicht genau bekannt ist und eine räumlich angepasste Abschussplanung erschwert. Die im Jahresverlauf zu- und wiederabnehmenden Unterschiede (Frühjahr-Sommer-Winter) zwischen dem „Wald-“ und „Gratgämsen“-Modell spiegeln die jahreszeitlichen Veränderungen im Verteilungsmuster der Habitatqualität wider und kommen in den räumlichen Korrelationskoeffizienten deutlich zum Ausdruck (vgl. Tab. 4).

Neben einer eher qualitativen Validierung der Modelle über allgemeine Sichtbeobachtungen (Jäger, Förster und Biologen der Nationalparkverwaltung) wurden die Habitateignungsmodelle statistisch über räumliche Korrelationsanalysen plausibilisiert. Dabei wurden die Habitateignungsmuster einerseits mit den Nutzungsfrequenzen der Gämsen verglichen, andererseits mit zufällig generierten Nutzungsfrequenzen mit identischem Wertebereich. Zusätzlich erfolgte ein Vergleich zwischen dem Verteilungsmuster der Nutzungsfrequenzen der Gämsen mit dem zufällig erzeugten Verteilungsmuster. Da-

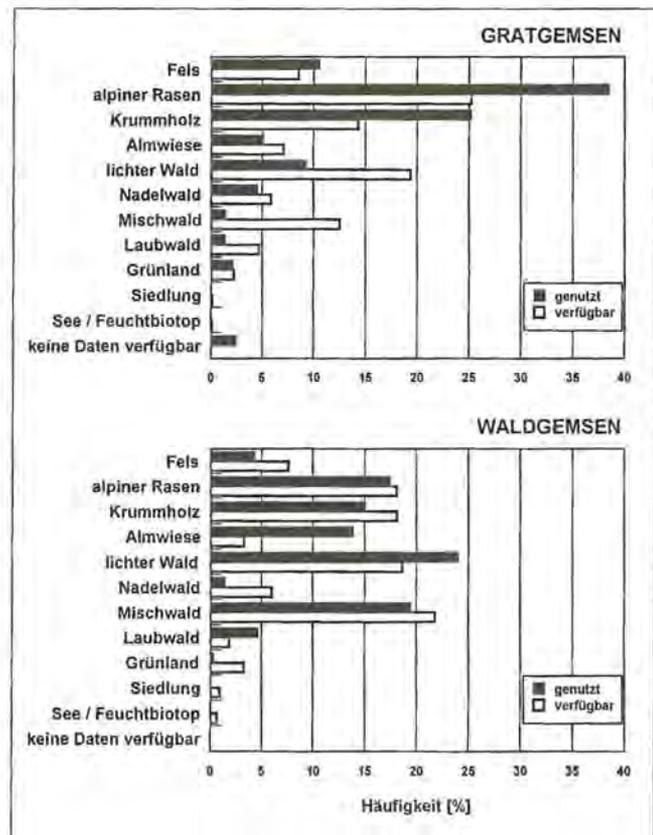


Abb. 7: Angebot und Nutzung der Biotoptypen.

bei ergaben sich hohe Übereinstimmungen zwischen Modellaussage und Nutzung des Lebensraums durch die Gämsen (mittlere Korrelationskoeffizienten je nach Jahreszeit bei „Gratgämsen“ 0,665 ... 0,707, bei „Waldgämsen“ 0,676 ... 0,802), während sich keinerlei Ähnlichkeit zwischen den Modellaussagen und den zufälligen Verteilungsmustern ergaben (mittlere Korrelationskoeffizienten $< \pm 0,001$). Auch die effektive Nutzung des Lebensraums durch Gämsen hatte keinerlei Ähnlichkeit mit einem zufälligen Verteilungsmuster (mittlere Korrelationskoeffizienten $-0,001 \dots 0,002$). Dies bestätigt, dass Gämsen ihren Lebensraum zielgerichtet und selektiv nutzen und somit die eingangs dargestellten Befunde zur Habitatwahl.

Obwohl es sich bei der Gämse um eine Tierart mit breiter ökologischer Valenz handelt, war es also möglich, durch die Entwicklung saisonaler und nach Habitatpräferenz differenzierter Modelle die großflächige Habitateignung des Biosphärenreservats für Gämsen zu beschreiben. Dabei erzielen die erzeugten Verteilungsmuster ein hohes Maß an Differenzierung sowohl was die relative Abstufung als auch was die räumliche Auflösung betrifft. Voraussetzung für die Aussagekraft der Modelle war allerdings der Verzicht auf ein allgemeingültiges Gesamtmodell.

Neben der flächenhaften Bewertung eines ganzen Schutzgebiets und den Management-relevanten Aussagen, die sich daraus für die Planung von Waldpflege- und Wildbestandsregulierungs-Maßnahmen der Nationalparkverwaltung ableiten lassen, ist die Modellübertragung auf andere Bereiche der Alpen ein interessanter

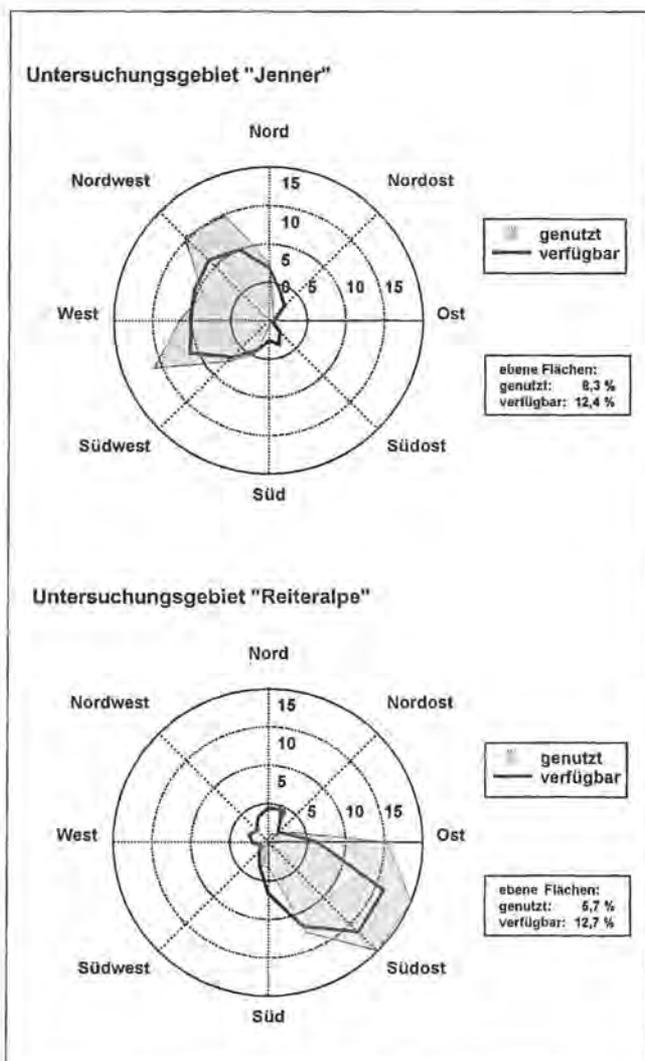


Abb. 6: Angebot und Nutzung der Hangexpositions in 2 Untersuchungsgebieten.

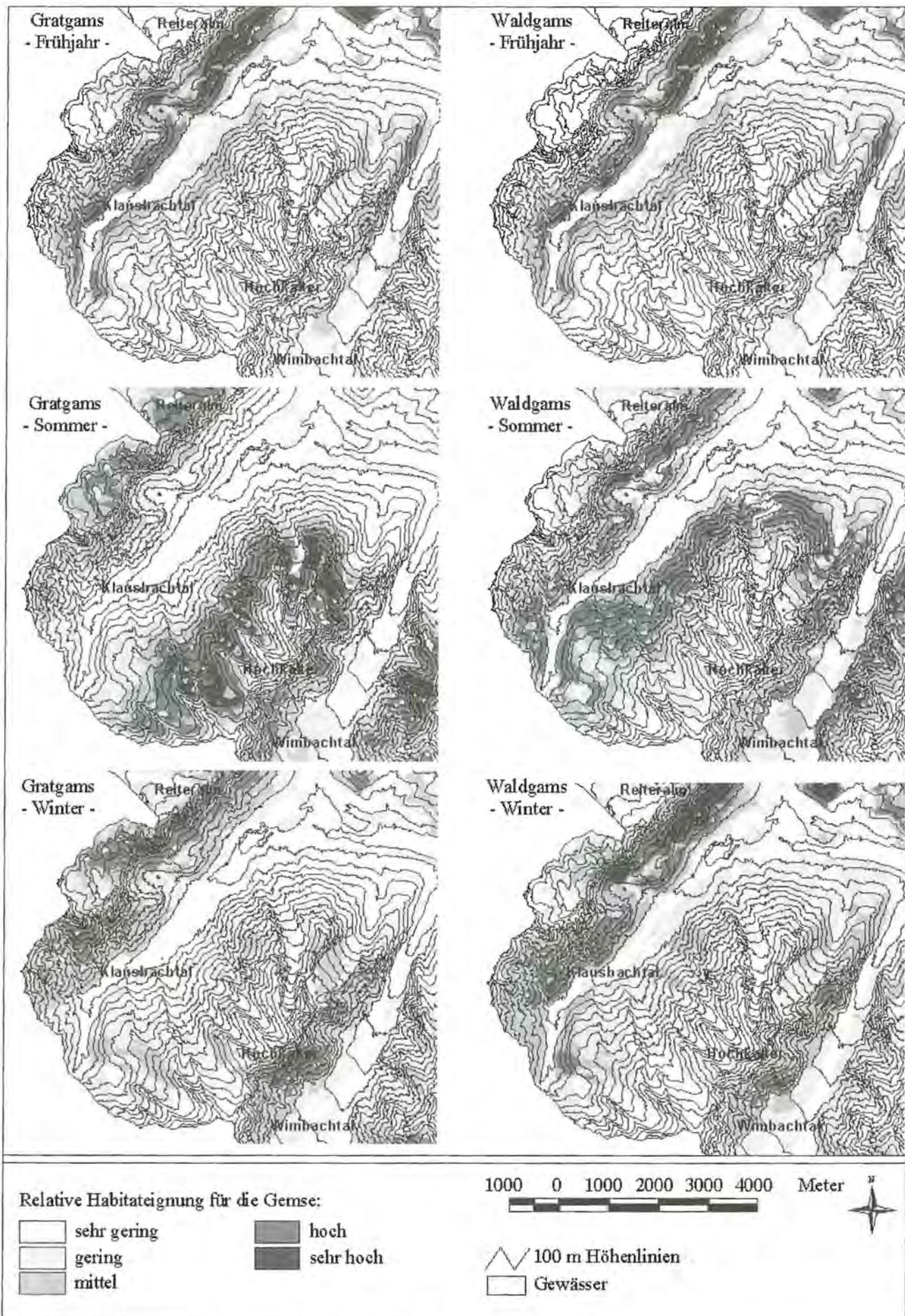


Abb. 8: Habitataignungsmodelle differenziert nach Jahreszeit und Habitatnutzungstyp.

Anwendungsaspekt. Diesbezüglich kann davon ausgegangen werden, dass die Modellierung der abiotischen Modellparameter (Einstrahlung, Schneebedeckung und anthropogene Störungen) sich mit geringen Fehlern auf andere Gebiete übertragen lassen, während die Habitatwahl der Gämser in anderen Gebieten der Alpen durchaus auch anderen Gesetzmäßigkeiten folgen könnte (z. B. Selektion anderer Höhenzonen). Bei einer Modellübertragung auf andere Gebiete muss also immer eine neue Validierung der Modellaussagen erfolgen.

Literatur

- BLASCHKE, T., 1997: Landschaftsanalyse und -bewertung im GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Band 243: 320 S.
- BÖGEL, R., 1996: Untersuchungen zur Flugbiologie und Habitatnutzung von Gänsegeiern am Alpennordrand (*Gyps fulvus*, HABLIZL 1783) unter Verwendung telemetrischer Meßverfahren. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Nr. 33, 168 S.
- BÖGEL, R., FRÜHWALD, B., LOTZ, A. & C. WALZER, 1998: Habitat Use and Population Management of Chamois (*Rupicapra rupicapra*) in Berchtesgaden National Park. Proc. 2nd World Conf. Mt. Ungulates, Collana Scientifica Parco Nazionale Gran Paradiso n° 1/98: 13–22.
- EBERHARDT, R., R. BÖGEL, B. FRÜHWALD & A. LOTZ, 1997: Modellbildung zur Raum- und Habitatnutzung terrestrischer Organismen am Beispiel von Steinadler und Gemse. Salzburger geograph. Materialien, Heft 26: 47–58.
- ELSNER VON DER MALSBURG, I., 1982: Überleben im Hochgebirge: Eine Studie zur Raumnutzung von Gams. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 28: 18–30.
- FLEMMING, G., 1995: Wald-Wetter-Klima: Einführung in die Forstmeteorologie. – 3. Auflage 1995, Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 136 S.
- GUTTENBERGER, J., 1994: Energetische Bedingungen für die Schneeverdunstung im Wald und im Freiland. Forstl. Forsch.berichte München Nr. 138: 168 S.
- GOODCHILD, M.F., 1986: Spatial Autocorrelation, Catmog 47, Geo Books, Norwich.
- HAMR, J., 1986: Lebensraumnutzung und Aktivitätsrhythmen des Gamswildes – Schlußfolgerungen für die jagdliche Bewirtschaftung. Jagd in Tirol (Oktober 1986): 19–23.
- HÄRER, G., 1999: Auswirkungen anthropogener Störreize auf Verhalten und Habitatnutzung der Gams (*Rupicapra rupicapra*) im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit im Fachgebiet Biogeographie der Universität des Saarlandes. Saarbrücken 105 S.
- KNAUS, W. & W. SCHRÖDER, 1975: Das Gamswild: Naturgeschichte, Verhalten, Ökologie, Hege und Jagd, Krankheiten. – 2. Auflage 1975, Verlag Paul Parey, Hamburg: 234 S.
- LUTZE, G. & R. WIELAND, 1997: Fuzzy in der Landschaftsforschung und -modellierung. In R. GRUTZNER (ed.): Modellbildung und Simulation im Umweltbereich, Statusbericht: 233–247.

Danksagung

Dem Bundesamt für Naturschutz sowie Sittard – Beratung, Forschungsprojekte, Gutachten – seien an dieser Stelle für die Projektfinanzierung gedankt. Bei Frau Sabine Hennig bedanken wir uns für die statistische Bearbeitung der Daten und bei Dr. Christian Walzer für die Immobilisation der Gämser.

- MEILE, P., 1985: Ökologie der Gemse – 1. Teil: Habitat, Nahrung, Konkurrenz. In: Schweizerische Dokumentationsstelle für Wildforschung (ed), Zürich: Wildökologie 2/13 (Beilage zu Wildtiere 4/1985): 1–7.
- MEILE, P., 1986: Ökologie der Gemse – 2. Teil: Winterökologie. In: Schweizerische Dokumentationsstelle für Wildforschung, Zürich (ed): Wildökologie 2/14 (Beilage zu Wildtiere 1/1986): 1–9.
- NAEF-DANZER, B., 1993: A new transmitter for small animals and enhanced methods of home range analysis. Journal of Wildlife Management 57 (4): 680–689.
- NERL, W., L. MESSNER & P. SCHWAB, 1995: Das große Gamsbuch – Neue und bewährte Wege für Jagd und Hege. – 2. Auflage, Hubertus Verlag, Klosterneuburg: 293 S.
- D'OLEIRE-OLTMANN, W. & H.P. FRANZ, 1991: Das zoologische Informationssystem (ZOO LIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. In: PFADENHAUER & al. (eds.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 20/2: 685–693.
- SCHRÖDER, B., 1997: Fuzzy Logik und klassische Statistik – ein kombiniertes Habitateignungsmodell für *Conocephalus dorsalis* (Latreille 1804) (Orthoptera: Tettigonidae). – In: Verh. der Ges. für Ökologie Band 27: 219–226.
- WALZER, C., BÖGEL, R., LOTZ, A., FRÜHWALD, B., 1997: Long distance immobilisation of free-ranging chamois (*Rupicapra rupicapra*). Proc. American Assoc. Zoo Vet.: 137–139.

Anschriften der Autoren:

Dr. Ralf Bögel
Waldhauserstraße 16
D-83471 Schönau am Königssee

Dipl.-Geogr. Annette Lotz
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dipl.-Biol. Barbara Frühwald
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83498 Bischofswiesen

6 Jahre Steinadlerforschung (1994–2000)

Methodik, Ergebnisse, Umsetzung

Ulrich Brendel, Rolf Eberhardt und Karin Wiesmann-Eberhardt

Gliederung

- 1 Einleitung
 - 1.1 Die aktuelle Situation des Steinadlers im Alpenraum
 - 1.2 Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen
- 2 Material und Methode
 - 2.1 Monitoring
 - 2.2 Modellbildung zur Habitateignung
 - 2.2.1 Fragestellung
 - 2.2.2 Grundlagen
 - 2.2.2.1 Literatur
 - 2.2.2.2 Eingangsparameter und Modellarchitektur
 - 2.2.2.3 Quantifizierung
 - 2.2.2.4 Grundlagendaten für die räumliche Umsetzung des „Berchtesgadener Modells“
 - 2.3 Validierungsmethoden
 - 2.3.1 Telemetrie
 - 2.3.1.1 Transfer der Telemetriedaten ins Geographische Informationssystem (GIS)
 - 2.3.1.2 Abgrenzung der *home ranges* und Bestimmung von Aktivitätsdichten
 - 2.3.2 Sichtbeobachtungen
 - 2.3.3 Workshoptechnik
 - 2.4 Übertragung der Modelle
 - 2.5 Umsetzungsmethoden
- 3 Ergebnisse
 - 3.1 Die Leitsätze zum Schutz des Steinadlers in den Alpen
 - 3.2 Der Steinadler im Berchtesgadener Land
 - 3.2.1 Untersuchungen zur Populationsdynamik
 - 3.2.2 Lebensraumeignung im Berchtesgadener Land
 - 3.3 Die Siedlungsdichte des Steinadlers im Alpenraum
 - 3.4 Lebensraumanalyse am Beispiel des Reviers *Klausbach*
 - 3.5 Anwendungen im Naturschutz
 - 3.5.1 Kooperation und Umweltbildung
 - 3.5.2 Schutzbemühungen für den Steinadler in Japan
- 4 Diskussion & Ausblick
- 5 Danksagung
- 6 Literatur

1 Einleitung

1.1 Die aktuelle Situation des Steinadlers im Alpenraum

Trotz massiver Verfolgung durch den Menschen war der Steinadler (*Aquila chrysaetos*, L.) weder im Berchtesgadener Land noch in seinem restlichen bayerischen Verbreitungsgebiet jemals völlig verschwunden (SCHÖPF 1989). Seit seinem Bestandstief zu Anfang dieses Jahrhunderts hat sich dieser Greifvogel ohne menschliches Zutun wieder stark ausgebreitet und befindet sich innerhalb der Alpen momentan im Bereich der Sättigung. Aktuell schätzt man seinen Bestand alpenweit wieder auf mehr als 1100 Brutpaare (BRENDDEL 1998). In vielen Regionen der Alpen greifen bereits wieder Selbstregulationsprinzipien dieser Greifvogelart. Dort hat sich die Population des Steinadlers auf einem bestimmten Bestandsniveau eingependelt und reguliert sich beispielsweise durch intraspezifische Konkurrenz, der sogenannten „Interferenz“ (JENNY 1992). Dieses Gleichgewicht kann in Zukunft allerdings nur dann aufrecht erhalten werden, wenn sich die Umweltbedingungen für den Steinadler nicht nachhaltig verschlechtern. Unter der Voraussetzung, dass die derzeit geltenden, gesetzlichen Regelungen zum Schutz des Steinadlers erhalten bleiben, sind es momentan nur Veränderungen in seinen Jagdgebieten bzw. Störungen im Horstbereich, die den Bestand des „Königs der Lüfte“ alpenweit negativ beeinflussen könnten. Einige Zahlen lassen eine derart nachteilige Entwicklung als durchaus denkbar erscheinen: Jährlich mehr als 120 Millionen Urlauber mit ca. 370 Mio. Übernachtungen und eine schwer bestimmbare Anzahl an Tagestouristen in den Alpen, eine immer noch steigende Zahl bei der Erschließung von Skigebieten (DEUTSCHER ALPENVEREIN 2000) und die rasante Entwicklung im Bereich der Trendsportarten wie Klettern, Rafting, Canyoning und Mountainbiken bedeuten u. a. eine weiter zunehmende Naturbelastung (SIEGRIST 1998). Die Lebensräume alpiner Tierarten und somit auch die des Steinadlers werden durch diese Nutzungen auf vielfältige Art und Weise belastet. Gleiches gilt für den Luftraum über den Alpen, wo die Frequentierung durch Hubschrauber (z. B. durch Rettungsdienstleister) sowie Gleitschirm- und Drachenflieger ebenfalls stetig zunimmt. Diese Flugobjekte stellen unter bestimmten Umständen eine Gefahr für den Steinadlernachwuchs dar (BAUER & BERTHOLD 1996; BRENDDEL et al. 2000)

und könnten damit ebenfalls das empfindliche Gleichgewicht der Selbstregulation stören.

1.2 Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen

Aus oben genannten Gründen war es dringend erforderlich, die wichtigsten Lebensräume des Steinadlers im Alpenraum zu identifizieren und darzustellen (vgl. BRENDEL & d'OLEIRE-OLTMANN 1996). Zudem mussten Vorschläge erarbeitet werden, wie Störungen im sensiblen Horstbereich minimiert oder gar völlig vermieden werden können. Da die Alpen jedoch nicht nur einen einmaligen Naturraum, sondern gleichzeitig auch den bedeutendsten Erholungsraum Europas darstellen, war es angebracht, Vorschläge zu erarbeiten, die ein Mit-

einander von Mensch und Adler – ohne gravierende Ausgrenzungen des Menschen – gewährleisten sollen. Vor diesem Hintergrund wurde in dem Steinadlerprojekt der *Allianz Umweltstiftung* am Nationalpark Berchtesgaden ein „Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen“ entwickelt. Dieser Leitfaden enthält Empfehlungen für Naturschutz und Nutzergruppen im Alpenraum für ein möglichst harmonisches Miteinander von Mensch und Steinadler. Neben einer detaillierten Herleitung der Modellergebnisse beinhaltet er eine Vielzahl von nützlichen Informationen, so z. B. bezüglich eines möglichst rücksichtsvollen Verhaltens im Gelände zur Vermeidung oder Minimierung von Störungen im Horstbereich. Eine umfangreiche Adressenliste ermöglicht im Einzelfall die einfache Kontaktaufnahme zu den jeweils verantwortlichen Naturschutzbehörden in allen Alpenländern. Eine

Tab. 1: Bruterfolg des Steinadlers in den Berchtesgadener und Salzburger Kalkhochalpen von 1979 bis 2000 unter Berücksichtigung der Erhebung von LINK (1979–1987).

Jahr	AbP	AkP	eb	BA	1 J	2 J1	S	% R	BE	TF	PW	RA
1979	4	4	2	?	2	0	2	50	0,5	0	?	0
1980	4	4	1	?	1	0	1	25	0,25	0	?	0
1981	9	8	1	1	1	0	1	13	0,12	0	?	0
1982	9	9	1	6	1	0	1	11	0,11	0	?	0
1983	9	9	2	4	2	0	2	22	0,22	2 ^a	?	0
1984	9	9	2	0	2	0	2	22	0,22	0	?	0
1985	9	9	1	2	1	0	1	11	0,11	0	?	0
1986	9	8	2	0	2	0	2	25	0,25	0	?	0
1987	9	9	1	0	1	0	1	11	0,11	0	?	0
1994	14	5	1	1	1	0	1	20	0,2	0	0	1
1995	13	6	2	0	1	1	3	33	0,5	0	0	0
1996	13	6	0	1	0	0	0	16	0	0	1	0
1997	13	6	2	0	2	0	2	33	0,33	1 ^a	0	0
1998	13	8	3	1	3	0	3	38	0,38	1 ^a	1	0
1999	13	12	3	1	3	0	3	25	0,25	1	0	0
2000	13	13	2	0/?	2	0	2	17	0,15	1 ^a	1	0
Σ	13	125	26	4	25	1	26	26	0,23	6	3	1

AbP = Anzahl bekannter Paare
 AkP = Anzahl kontrollierter Paare
 eb = erfolgreich brütend
 BA = Brutabbruch
 1 J = 1 Jungvogel flügge
 2 J = 2 Jungvögel flügge

S = Summe
 % R = % Reproduzierender Paare
 BE = Bruterfolg
 TF = Totfund (^a = toter Nestling)
 PW = Partnerwechsel
 RA = Revieraufgabe

beigeheftete CD-ROM erlaubt dem Nutzer mit Hilfe einer GIS-Animation die Projektion in jeden beliebigen Bereich der Alpen. Des Weiteren enthält die CD-ROM die wichtigsten Aussagen des Leitfadens und weiterführende Details wie beispielsweise einen ausführlichen Adlersteckbrief.

Aufgrund seiner Lebensraumsprüche scheint dem Steinadler außerdem eine bedeutende Rolle als „Schlüsselart“ für offene bzw. halboffene Landschaften im Alpenraum zuzukommen (BRÜLL 1977; KLÖTZLI 1989; MÜHLENBERG 1989; PLACHTER 1991). Damit gibt er den politisch Verantwortlichen die Möglichkeit zur vorausschauenden Planung innerhalb dieses Landschaftsraumes. Dementsprechend kommt den Managementstrategien für die zukünftige Behandlung seiner Lebensräume eine weitreichendere Bedeutung zu als der bloße Schutz einer Einzelart.

2 Material und Methode

2.1 Monitoring

Im Untersuchungszeitraum von 1994 bis 1997 wurden vier, ab 1997 sieben, seit 1998 neun und ab 1999 dreizehn Steinadler-Brutpaare im Berchtesgadener Land und den angrenzenden Gebirgsregionen detailliert überwacht (vgl. Tab. 1). Dieses Dauermonitoring umfasste Aufnahmen zur Individualerkennung, Partnerwechseln, Revierausdehnung, Lebensraumwahl, Beutespektrum und Bruterfolg. Die Datenerhebung mit Hilfe von standardisierten Erhebungsbögen bzw. speziell entwickelten „Geländekärtchen“ zur Individualerkennung erfolgte mit Hilfe von Sichtbeobachtungen. Diese wurden von den Mitarbeitern im Nationalparkdienst, den Berufsjägern und Revierförstern, interessierten Privatpersonen, Praktikanten im Steinadlerprojekt sowie durch die ständigen Mitarbeiter des Steinadlerprojekts erbracht. Die Daten wurden Jahr für Jahr in das Geographische Informationssystem (GIS) der Nationalparkverwaltung (NPV) Berchtesgaden übertragen. Als Datenbank dient das Programm „Oracle“, während die Umsetzung der Habitateignungsmodelle bzw. die Darstellung der Ergebnisse mit der GIS-Software „ARC/INFO“ bzw. „ARCVIEW“ erfolgte (vgl. Kap. 2.2).

2.2 Modellbildung zur Habitateignung

2.2.1 Fragestellung

Habitateignungsmodelle sind Gedankenmodelle und sollen auf vereinfachte Weise die Eignung des Raumes für einen bestimmten Organismus darstellen. Hierzu muss zunächst ermittelt werden, welches die bestimmenden Eingangsfaktoren sind, die das Vorkommen der Art, bzw. die innere Struktur des Verbreitungsgebietes

bestimmen. Anschließend müssen die Eingangsfaktoren quantifiziert und zu einer oder mehreren Endbewertungen der Habitateignung zusammengefügt werden. Abschließend besteht noch das Problem, das Ergebnis raumbezogen auszudrücken und dem Betrachter eine allgemein verständliche und Idealerweise optisch ansprechende Darstellung bereit zu stellen.

Durch die Entwicklung leistungsfähiger Geographischer Informationssysteme (GIS) ist ein Werkzeug entstanden, das die Möglichkeiten bei der Umsetzung und graphischen Darstellung von Habitateignungsmodellen in der jüngeren Vergangenheit stark erweitert hat. Ebenso kann eine „Methodenevolution“ beobachtet werden, die eng mit den wachsenden GIS-Kapazitäten verbunden ist und die Aussagequalität stark erhöht hat.

Inzwischen ist die Methodik soweit gereift, dass durch Einbringen von „Unschärfe“, sowohl bei der Bewertung als auch bei der räumlichen Umsetzung, bewusst auf eine genaue Quantifizierung bzw. flächenscharfe räumliche Abtrennung von Bewertungseinheiten verzichtet wird, um so den modellbedingten Vereinfachungen der Realität besser gerecht zu werden („Fuzzy Logik“, z. B. BLASCHKE 1997, LUTZE & WIELAND 1997, SCHRÖDER 1997). Ebenso werden Nachbarschaftsbeziehungen berücksichtigt (EBERHARDT et. al. 1997), was zu einer räumlichen Vernetzung der Eignungsbewertung führt.

Die Quantifizierung der Parameter anhand einer Relativskala trägt dem fehlenden Wissen über das Ausmaß der Einflüsse einzelner Parameter in das gesamte, die Habitatqualität bestimmende Einflussystem, Rechnung. Man kann also von einem *unscharfen* Bewertungsmodell (*fuzzy modeling*) sprechen.

Ein gutes Habitateignungsmodell zu formulieren ist jedoch nur der erste Schritt. Die Überprüfung und Validierung des Gedankenmodells durch Freilanddaten und Expertenwissen ist unerlässlich, wird jedoch nur selten durchgeführt. Die Gültigkeit der Modelle ist zunächst nur auf räumlich eng begrenzte Untersuchungsgebiete beschränkt. Eine der Stärken von GIS liegt in der Möglichkeit der Übertragung formulierter und getesteter Modelle auf weitere Räume. Hieraus ergeben sich ganz spezifische Anforderungen an die Modellbildung. So sind sehr komplexe Modelle ohne Informationsverlust nur mit entsprechend hohem Aufwand übertragbar und schwierig zu erklären. Einfache Modelle mit einer überschaubaren Anzahl an Eingangsparametern müssen keine geringere Aussagequalität haben. Sie werden überdies der mit kleiner werdendem Bearbeitungsmaßstab meist geringeren Qualität digitaler Eingangsdaten besser gerecht.

2.2.2 Grundlagen

2.2.2.1 Literatur

Als Grundlagen für die Modellbildung dienen Literaturhinweise über Aut- und Synökologie der Art. Gerade für eine so attraktive Spezies wie den Steinadler, sind eine Vielzahl von Arbeiten vorhanden (Grundlegendes z. B. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM 1971). Dies umfasst so-

wohl Hinweise zur historischen Bestandessituation (z. B. FÖRDERREUTHER 1980; STEMMLER 1955) als auch zu aktuellen Angaben über Siedlungsdichte und Revierneugründungen im Alpenraum (MARTINOT 1983; ESTÈVE & MATERAC 1987; NIEDERWOLFSGRUBER 1990; JENNY 1992; BEZZEL & FÜNFSTÜCK 1994; ZECHNER 1995; HALLER 1996). Ebenso liegen eine Vielzahl an Arbeiten zu populationsbestimmenden Faktoren (z. B. HALLER 1988; JENNY 1992; VOGLEY 1996) vor. Detaillierte Arbeiten zur Raumnutzung innerhalb des Verbreitungsgebietes bzw. von Revieren sind bereits seltener (LINK 1987; ZECHNER 1995; EBERHARDT 1996) und nach umfassenden und quantifizierbaren Informationen zum Verhalten bei Störungen sucht man meist vergeblich. Einige wenige Hinweise hierzu sind bei BAUMGARTNER (1993), MOSLER-BERGER (1991) oder LINK (1987) zu finden. Als allumfassende Informationsquellen sind die Arbeiten von HALLER (1996) und WATSON (1997) von besonderem Wert.

2.2.2.2 Eingangsparemeter und Modellarchitektur

Kenngroßen

Als Kenngroßen (bestimmende Eingangsparemeter) für die Definition des wissensbasierten (logischen) (vgl. BURROUGH et al. 1996; MILLER 1996) Habitategungsmodells, das als Expertenmodell angelegt wurde, wurden *Flugbedingungen*, *Nahrungsverhältnisse* und *anthropogene Störeinflüsse* ermittelt (EBERHARDT 1996, EBERHARDT et al. 1997). Es erfolgte ein Auftrennen des Parameters *Flugbedingungen* in *thermische Aufwinde* und *dynamische Hindernisaufwinde* sowie des Parameters *Nahrungsverhältnisse* in *aktiv gejagte Beute* und in als Aas aufgenommene Nahrung. Einwirkende Störungen können nur in Form von *permanent auftretenden Störeinflüssen* berücksichtigt werden.

Zeitliche Gültigkeit

Das Modell sollte hierbei so flexibel ausgelegt werden, dass man jahreszeitlich und tageszeitliche wechselnde Habitat-Charakteristika ebenso berücksichtigen kann, wie die Folgen unterschiedlicher Witterungsverhältnisse (z. B. Bewölkungsgrad oder Hauptwindrichtung). Eine zeitliche Unterscheidung in ein Sommermodell und ein Wintermodell wurde hierbei als Minimalanforderung ermittelt. Die zeitliche Abgrenzung orientiert sich am Zeitpunkt des Einschneiens bzw. Ausaperns auf mittlerer Höhe ü. NN. im Untersuchungsgebiet. So werden die drei Kenngroßen nach Sommer- und Winterhalbjahr getrennt ermittelt und raumbezogen im Sinne von Potenzialkarten dargestellt (vgl. CHANDLER et al. 1992; d'OLEIRE-OLTMANN & SCHUSTER 1993; DAVID 1994; BLASCHKE 1996; BÖGEL 1996).

Bearbeitungseinheiten

Für die Durchführung wurde das Untersuchungsgebiet in ein Raster mit einer Maschenweite von 10 x 10 m unterteilt. Alle Berechnungen wurden rasterbasiert „cell by cell“ durchgeführt.

2.2.2.3 Quantifizierung

Eingangsparemeter

Die Quantifizierung der Eingangsparemeter erfolgt anhand unscharfer Bewertungen auf einer Relativskala, die von 0 bis 100 Prozent reicht. Hierbei wird lediglich eine Aussage darüber getroffen, ob eine Gelände-parzelle besser, gleich oder schlechter geeignet ist als eine andere. Diese Vorgehensweise bewährt sich bei komplexem, nur unzureichend bekanntem und raum/zeitlich stark schwankendem Zusammenspiel von Umwelteinflüssen auf die Habitategung (z. B. BLASCHKE 1998; LUTZE et al. 1998).

Neben dieser Bewertungsunschärfe wird auch bei der räumlichen Umsetzung der Bewertungen auf diskrete Abgrenzungen verzichtet. Dies liegt darin begründet, dass für sehr mobile Arten, wie den Steinadler, ohnehin keine klaren Grenzen zwischen den in sich homogen bewerteten Geländeabschnitten wirksam werden.

Kernel-HSI-Verfahren

Die räumliche Unschärfe wird zusätzlich um die Berücksichtigung von Nachbarschaftsbeziehungen durch ein Kernel-Verfahren erweitert. Dieses wurde als Methode zur Berechnung von Nutzungsintensitäten innerhalb von Home-Ranges entwickelt (WORTON 1989; NAEF-DAENZER 1993; BÖGEL 1996) und von EBERHARDT et al. (1997), als sog. „Kernel-HSI-Verfahren“ (HSI = **H**abitat-**S**uitability-**I**ndex), in abgeänderter Form auf Eignungsbewertungen angewandt. Als Ergebnis lassen sich Regionen unterschiedlicher Eignungsdichte innerhalb des Bearbeitungsgebietes ermitteln (näheres bei EBERHARDT 2001a).

Die gegenseitige Beeinflussung unterschiedlich bewerteter Flächen wird deutlich, wenn man sich eine kleine, aber zunächst aufgrund ihrer naturräumlichen Ausstattung hoch geeignete Fläche vorstellt, die weitläufig nur von ungeeigneten Flächen umgeben ist (Verinselung) und somit trotz hoher Eignung für den Steinadler nur eine geringe Attraktivität besitzt.

Flächentreue im Hochgebirge

Zur Berücksichtigung der auf zwei-dimensionalen Berechnungsgrundlage mit zunehmender Hangsteilheit abnehmende Flächentreue wurde ein mit $1/\cos \alpha$ (mit α = Neigungswinkel in Grad) definierter Korrekturfaktor eingeführt und in das Kernel-HSI-Verfahren integriert.

Anthropogene Störungen

Zur Quantifizierung der anthropogenen Störeinflüsse wurden Distanz-Berechnungen durchgeführt. Hierfür werden Einflussgrenze und Maximalwert der Störeinflüsse fachlich bewertet und durch eine Geradengleichung linear-degressiv von der Störquelle aus zur Einflussgrenze hin bewertet. Der Maximalwert definiert innerhalb der Gleichung ($y = ax + b$) den y -Achsenabschnitt (b). Die Geradensteigung ergibt sich dann als $a = (1 - b/\text{Einflussgrenze})$.

Endbewertung

Nach Anwendung dieser Prinzipien auf die in das Gesamtmodell eingehenden Parameter wurde in einem iterativen Prozess eine Vielzahl an Gewichtungen der einzelnen Habitatparameter getestet und das Ergebnis mit bekannten Nachweispunkten des Steinadlers aus ZOO LIS, den Telemetrie-Ergebnissen sowie anhand der Aussagen lokaler Experten überprüft.

Die Verschneidung der eingehenden Habitatparameter erfolgt additiv und erfordert für eine bessere Vergleichbarkeit verschiedener Berechnungen eine anschließende Skalentransformation auf 100 Teile.

Habitat-eignungsmodell

Das „Habitat-eignungsmodell Steinadler“ lässt sich in folgender Gleichung darstellen.

$$P_{\text{Gesamt}} = (axP_{\text{Flug}} + dx(bxP_{\text{Nahr}} - cxP_{\text{Stör}})) / f$$

mit: P_{Flug} = Potenzial Flugbedingungen
 P_{Nahr} = Potenzial Nahrung
 $P_{\text{Stör}}$ = Potenzial Störungen
 a,b,c,d = Gewichtungsfaktoren
 f = Faktor zur Skalentransformation auf 100 Teile

Durch gezielte Gewichtung der Eingangsparameter kann das Modell den sich zeitlich wechselnden Habitatansprüchen angepasst werden. So wird für das Eignungsmodell „Winter“ $a=b=c=d=1$ gesetzt. Für das Sommerhalbjahr gilt $a=2, b=1, c=1$ und $d=3$.

Auf die einzelnen Eingangsgrößen und die Wertfindung beim komplexen „Berchtesgadener Modell“ soll nicht näher eingegangen werden. Eine Übersicht liefert Abb. 2.

2.2.2.4 – Grundlegenden Daten für die räumliche Umsetzung des „Berchtesgadener Modells“

Als digitale Grundlegenden Daten wurden verwendet:

Digitales Geländemodell (DGM, mit der Grundinformation „Höhe über NN“), abgeleitet aus Höhenlinien mit 20 m Äquidistanz

Aus dem DGM rechnerisch ermittelt wurden *Exposition* (0–360°) und *Hangneigung* (0–max. 90°)

Landnutzungstypisierung nach dem CIR-Interpretationsschlüssel (150 verschiedene Typen im Untersuchungsgebiet)

Daten zur *anthropogenen Infrastruktur* und zu *Siedlungen*.

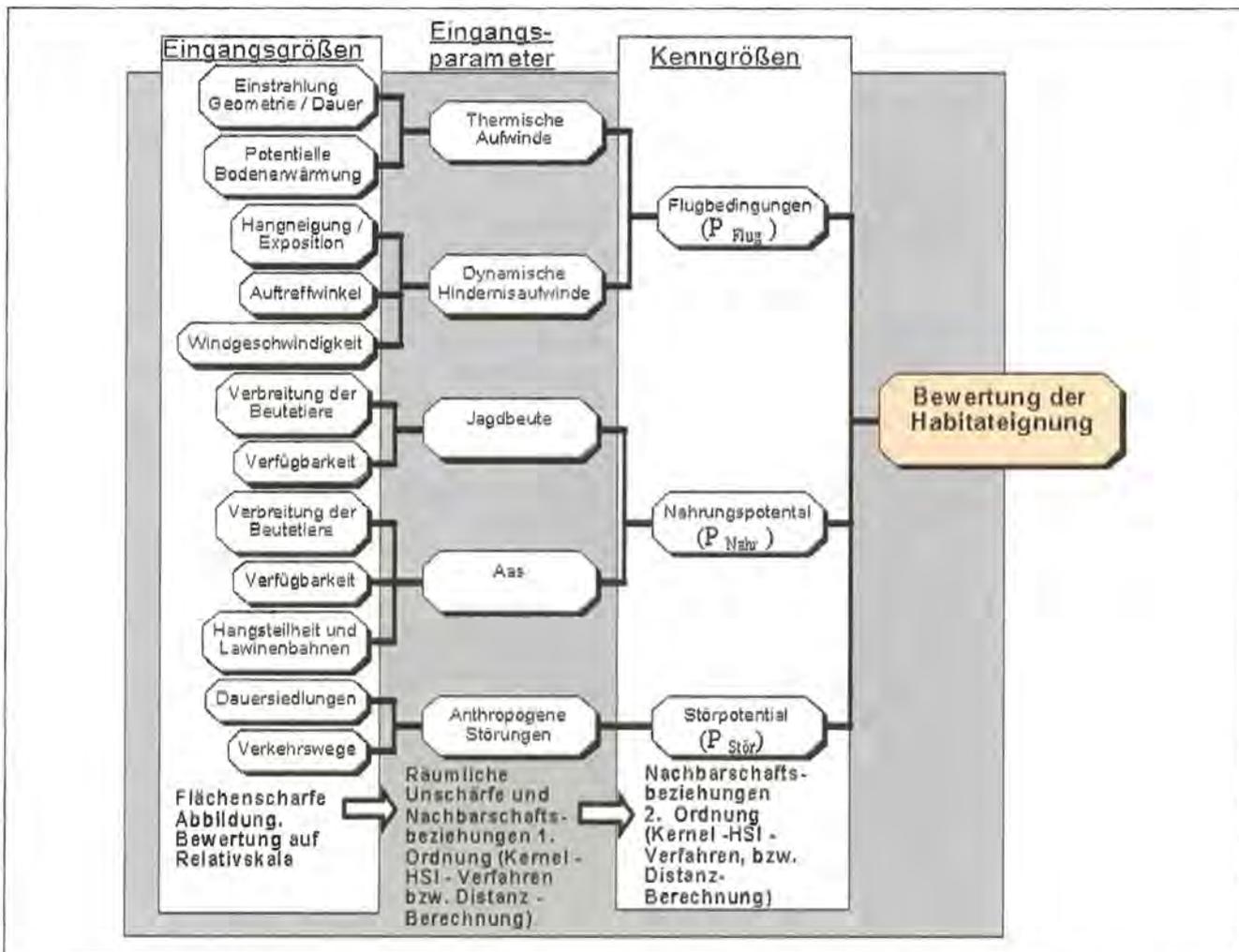


Abb. 1: Wertfindungsschema für das detaillierte „Berchtesgadener Modell“. Zunächst diskret abgegrenzte Eingangsgrößen werden unter Berücksichtigung von Nachbarschaftsbeziehungen in eine räumlich, kontinuierliche Bewertung überführt und anschließend mit weiteren Kenngrößen zu einer Endbewertung verschneidet.

Diese Datenbasis ist auch Grundlage für die in Abb. 1 angeführten Verbreitungsmodelle für die Hauptbeutetiere des Steinadlers im UNESCO-Biosphärenreservat Berchtesgaden.

2.3 Validierungsmethoden

2.3.1 Telemetrie

Im Dezember 1995 konnte das territoriale Weibchen des Paares „Klausbachtal“ gefangen und mit einem Telemetriesender versehen werden. Hierbei wurde ein Rucksackgeschirr verwendet, das auf den Erfahrungen aus dem Projekt „Weiterentwicklung telemetrischer Peilverfahren und Erprobung an freifliegenden Gänsegeiern“ (BÖGEL 1996) beruht und an den Steinadler angepasst wurde. Für weitere Informationen zur Senderanbringung siehe BÖGEL (1996).

Der Sender der Firma GFT (Gesellschaft für Telemetriesysteme) sollte bei einem Gesamtgewicht (Sender + Geschirr) von max. 95 g (dies entspricht weniger als 2 % des Gesamtgewichts eines weiblichen Steinadlers) eine Lebensdauer von ca. 3 Jahren gewährleisten. Auf eine Flughöhenmessung (vgl. BÖGEL 1996) musste aus Gründen der Gewichtersparnis verzichtet werden. Die Reichweite des Senders wird im Hochgebirge vorwiegend durch das Relief und die damit verbundene Abschattung des Signals durch Hindernisse begrenzt. Neben einer Richtungsbestimmung erlaubt das Telemetriesignal ein Erkennen von Bewegungen des Tieres entlang seiner Längsachse. Dies erfolgt über eine Veränderung der Länge des Impulsintervalls und ermöglicht so die Unterscheidung von Flugaktivitäten zu Drehbewegungen des Tieres während des Ansitzes oder eines Aufenthaltes im Horst.

Zur Standortbestimmung wurden mobile Telemetrieempfänger der Firma B+R (Typ 2360) verwendet. In vielen Fällen erlaubte nach erfolgter Richtungspeilung eine anschließende Sichtbeobachtung die genauest mögliche Standortbestimmung. In weiteren Fällen ließ die Signalcharakteristik eindeutige Schlüsse auf den Standort des Tieres zu. Bei den verbleibenden Fällen waren die Daten mit einiger Unsicherheit behaftet. Eine genauere Standortbestimmung durch Kreuzpeilung oder Triangulation konnte häufig nicht durchgeführt werden. Zum Einen sind hierfür mehrere Personen gleichzeitig im Gelände erforderlich, zum anderen erlauben die häufigen Standortwechsel der Tiere meist nicht, diese Peilmethoden auch als Einzelperson anzuwenden. Das Konfidenzniveau der Standortbestimmung wurde, wie weitere Parameter, in vorgefertigte Protokollblätter eingetragen. Zu jedem Datensatz gehört eine eindeutige Punktnummer, welche die Verbindung zu den Aufenthaltsorten der Tiere darstellt. Diese werden in kopierte Kartenblätter mit dem Maßstab 1:25.000 eingetragen.

Außer der laufenden Punktnummer und dem Konfidenzniveau der Standortbestimmung wurden ferner Daten zur Soziabilität und Aktivität des Tieres, zu Datum, Uhrzeit, Signalstärke, Schnee- und Wetterverhältnissen do-

kumentiert. Bei jeder Standortveränderung bzw. bei einer Änderung der Aktivität des Tieres erfolgte die Aufnahme eines neuen Datensatzes.

Die Masse der Standortbestimmungen erfolgte vom Talboden aus. Zusätzlich wurden Räume gezielt aufgesucht, aus denen aufgrund des Reliefs kein Signal zu erhalten war, z. B. aus Hochtälern und von Hochplateaus (z. B. Reiteralm).

Die Daten wurden anschließend ins GIS überführt (vgl. Kap. 2.3.1.1)

2.3.1.1 Transfer der Telemetriedaten ins Geographische Informationssystem (GIS)

Die Nachweispunkte wurden zunächst von den kopierten 1:25.000 Kartenblättern auf originale ungefaltete Topographische Karten (TK25) übertragen. Diese dienten als Grundlage für die Überführung der Geländedaten in die digitale Datenbasis des GIS. Auf einem handelsüblichen Digitalisierbrett wurden die 1351 Telemetrie-Nachweispunkte (inklusive Sichtbeobachtungen) mit ihren x- und y-Koordinaten erfasst.

Die Daten aus den Aufnahmebögen wurden zunächst nach Excel überführt und anschließend als dBase-File abgespeichert. Danach erfolgte das Überführen in das Datenbanksystem Oracle. Das generierte Punkt-Cover wurde anschließend mit der zugehörigen Oracle-Tabelle verknüpft.

2.3.1.2 Abgrenzung der *home ranges* und Bestimmung von Aktivitätsdichten

Zur Ermittlung von *home ranges* und deren Größen aus punkthaften Beobachtungsdaten gibt es eine Vielzahl von Methoden, die entsprechend ihrer Vor- und Nachteile auch abhängig von der Fragestellung zur Anwendung kommen. Übersichten über die verschiedenen Methoden liefern z. B. BÖGEL (1996) und HALLER (1996). Durch seine Eignung zur *home-range* Bestimmung und zur Ermittlung von Aktivitätsdichten wurde in Anlehnung an BÖGEL (1996) ein Kernel-Estimator (WORTON 1989, NAEF-DAENZER 1993) gewählt. Hierbei wird mit Hilfe des GIS ein beliebiges Gitternetz über das Untersuchungsgebiet mit den Steinadler-Nachweispunkten gelegt und für jeden Gitterpunkt die Entfernung zu jedem Nachweispunkt ermittelt. Diese Entfernungswerte werden anhand einer Normalverteilungsfunktion gewichtet. Je größer hierbei die Standardabweichung (s) gewählt wird, desto stärker werden Punkte in größerer Entfernung zum Gitterpunkt gewichtet. Durch die Festlegung eines Suchradius (r) wird die Fläche, in der Beobachtungen um den Gitterpunkt herum berücksichtigt werden, begrenzt. Dies führt zu einer Erhöhung der räumlichen Auflösung. Durch Aufaddieren aller Einzelbeiträge ergibt sich die Nutzungswahrscheinlichkeit für jeden Gitterpunkt. Daraus werden im ARC/INFO Programmmodul TIN-Isolinien gleicher Nutzungswahrscheinlichkeit abgeleitet und in Kartenform dargestellt. BÖGEL (1996) empfiehlt als Maschenweite des Gitternetzes die mittlere Peilgenauigkeit. Sie wurde aufgrund der vielen Sichtbeobachtungen auf 250 m festge-

legt. Die Wahl der Standardabweichung der Normalverteilung hängt von der Fragestellung ab. Zur Ermittlung der home range-Fläche wurden 750 m festgelegt. Der Suchradius wurde hierbei ebenfalls auf 750 m festgelegt (näheres hierzu bei EBERHARDT 1996). BÖGEL (1996) hat dieses Verfahren ins GIS implementiert und damit home range-Analysen durchgeführt.

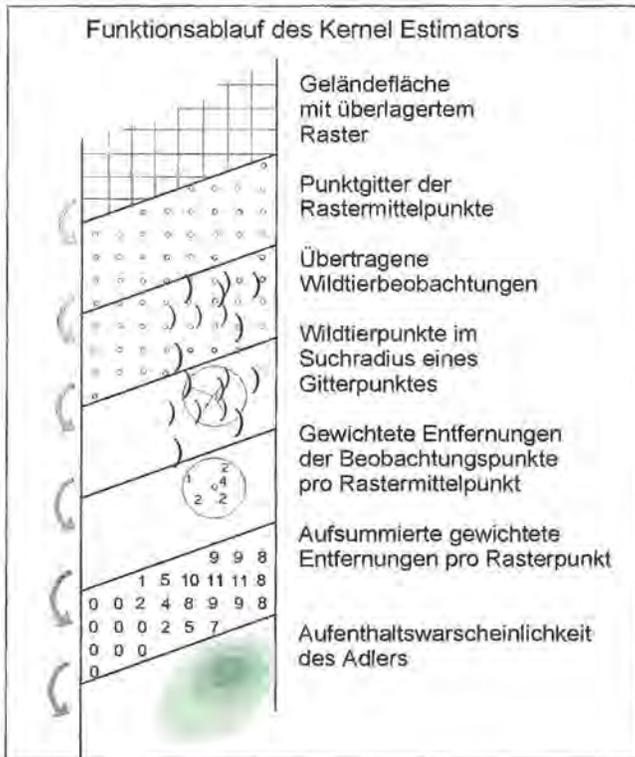


Abb. 2: Funktionsablauf des Kernel-Estimators.

Zusätzlich kann dieses Verfahren genutzt werden, um das Raum-Zeit-Verhalten des Steinadlers zu ermitteln. Hierzu werden die Selektionsmöglichkeiten des GIS genutzt und entsprechend Datensätze aus der Gesamtmenge ausgewählt. Durch Selektion *nach Uhrzeit, Datum, Art der Aktivität, Wetter, Windrichtung-* und *stärke* können Isolinien-Darstellungen der Aktivitätsdichten erstellt werden, z. B. für alle Beobachtungspunkte vom 1.6. bis 1.9. eines bestimmten Jahres, zwischen 11 und 14 Uhr, oder für verschiedene Aktivitäten wie z. B. *Kreisen* oder *Hangkonturflug*. Dadurch entsteht zusätzlich die Möglichkeit, die nach theoretischen Gesichtspunkten erstellten Modelle zur Raum- und Habitatnutzung anhand von Freilanddaten zu überprüfen und ggf. zu validieren.

2.3.2 Sichtbeobachtungen

Die Datenerhebung über Sichtbeobachtungen erwies sich während der Validierungsphase der Habitatsiegnungsmodelle als nützliche Ergänzung der weiteren Überprüfungsverfahren. Die langjährigen Datenerhebungen zum Steinadler aus mehr als 20 Jahren Nationalpark wie auch die zum Teil zufällig (durch Nationalpark-Mitarbeiter), zum Teil gezielt erhobenen Freilandbeobachtungen (durch Mitarbeiter des Steinadlerprojekts) wurden bei der Absicherung der erarbeiteten

Lebensraummodelle als wichtige Zusatzinformationen genutzt. Die Datenerhebung erfolgte wie schon beim Monitoring (vgl. Kap. 2.1) in Form von standardisierten Beobachtungsformularen sowie den speziell für Außendienstmitarbeiter entwickelten Geländekärtchen.

2.3.3 Workshoptechnik

Um das Fachwissen in- und ausländischer Steinadlerexperten bestmöglich für die Validierung der Ergebnisse zu nutzen, wurden während des Untersuchungszeitraumes mehrere Workshops abgehalten. Anlässlich dieser Treffen wurden jeweils die theoretisch abgeleiteten Modelle zur Lebensraumeignung bzw. Siedlungsdichte des Steinadlers mit den vorhandenen Realdaten aus den jeweiligen Bearbeiterländern verglichen und diskutiert. Dies diente als Grundlage für eine weitere Verbesserung der Modelle. Nach befriedigender Absicherung wurden die Ergebnisse in einem nächsten Schritt auf ein weiteres Testgebiet übertragen (vgl. Kap. 2.4).

2.4 Übertragung der Modelle

Grundsätzliches

Ziel des Projektes ist es, das sehr detaillierte und intensiv verifizierte lokale Habitatsiegnungsmodell für den Steinadler schrittweise auf den ganzen Alpenbogen zu übertragen und somit gültige Aussagen für die alpine Population zu treffen. Hierfür wurde das Modell stellvertretend für die verschiedenen naturräumlichen Einheiten der Alpen auf Testgebiete übertragen. Die Testgebiete wurden so gewählt, dass die unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten der Alpen repräsentiert waren. Diese Anforderung wurde durch das Vorhandensein bzw. die Verfügbarkeit einer geeigneten GIS-Datengrundlage und von umfangreichen populationsökologischen Daten zum Steinadler im Gebiet modifiziert bzw. limitiert. Die Lage der Testgebiete ist aus Abb. 3 ersichtlich. In einem ersten Schritt wurde in drei Testgebieten die Übertragbarkeit der Methode getestet. In einem zweiten Schritt erfolgte die Anwendung dieser Modelle auf weitere bzw. größere zusammenhängende Gebiete, um die repräsentativen Alpenregionen zu vervollständigen bzw. um großräumig zusammenhängende Alpentteile als ganzes zu bearbeiten und somit den Einfluss der Randeckeffekte bei den Berechnungen zu verringern. Nach erneuter Überprüfung und Validierung der Modelle durch vorhandene Daten bzw. Workshops mit lokalen Experten, erfolgte in einem dritten Schritt die Anwendung der abgeleiteten Modelle auf die gesamten Alpen. Hierdurch konnten zum ersten Mal Aussagen über die gesamte alpine Population des Steinadlers getroffen und unterschiedliche Alpentteile miteinander verglichen werden.

Datengrundlage

Für die Durchführung muss die Modellarchitektur auf die weniger differenzierte Datenbasis angepasst werden. Entscheidend hierfür ist die Schaffung einer homogenen Datenbasis und somit einer einheitlichen Bewertungsgrundlage für die Modellbildung. Dies bezieht sich auf

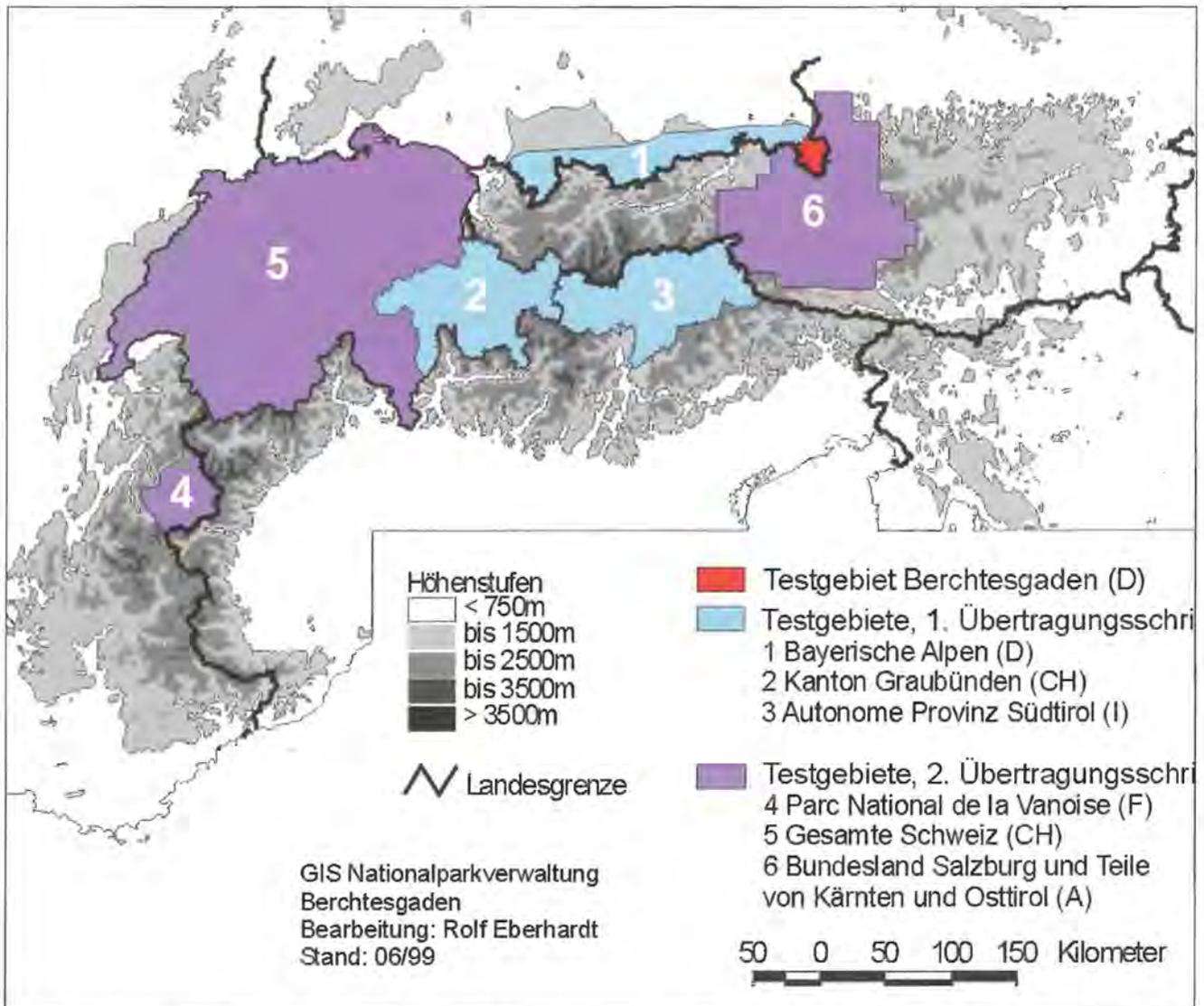


Abb. 3: Lage der Test- und Übertragungsgebiete in den Alpen.

die drei Grundinformationen „Landnutzungstypisierung oder Biotoptypen“, „Digitales Geländemodell“ und „Anthropogene Störungen“, die inzwischen für den gesamten Alpenraum vorliegen, allerdings unterschiedlichen Ursprungs sind und somit auch unterschiedliche Ausprägungen und Bezugssysteme aufweisen.

2.5 Umsetzungsmethoden

Die im Rahmen des Steinadlerprojekts erarbeiteten Ergebnisse wurden mit Projektbeginn im Rahmen der Umweltbildung bzw. umfangreicher Kooperationen mit Nutzerverbänden anwendungsorientiert umgesetzt. Ziel war es eine möglichst große Transparenz und damit auch Akzeptanz der Forschungsmethoden und -ergebnisse in der Bevölkerung zu erzielen. In diesem Zusammenhang wurde der Schwerpunkt auf eine abwechslungsreiche Öffentlichkeitsarbeit mit Vorträgen, Presseberichten, Fortbildungen, Führungen, Kinderbetreuungsprogrammen etc. gelegt. Zum anderen hat man sich im Projekt die von der Vogelart Steinadler ausgehende, natürliche Faszination zu Nutzen gemacht, um möglichst

vielen Besuchern des Nationalparks Inhalte, Ergebnisse und erarbeitete Naturschutzempfehlungen erlebnisnah vermitteln zu können. Die in diesem Zusammenhang erarbeiteten Konzepte wurden innerhalb einer Steinadler-Ausstellung sowie für Steinadler-Erlebniswege umgesetzt.

Die enge Zusammenarbeit mit dem Deutschen Hängegleiterverband (DHV), den lokalen Gleitschirm- und Drachenfliegerclubs sowie allen im Berchtesgadener Land übenden und operierenden Hubschrauberverbänden sollte im Zusammenhang mit der Diskussion um die Störfähigkeit von Wildtieren (vgl. dazu INGOLD et al. 1993; SEEWALD & OBEREDER 1994; ZEITLER 1995) neue Möglichkeiten der Konfliktlösung bzw. -vermeidung aufzeigen.

Eine langjährige Kooperation mit Steinadlerexperten der Ecosystem Conservation Society/Tokyo zum Schutz des in Japan stark bedrohten Steinadlers zeigte die direkte Anwendbarkeit der Ergebnisse im überregionalen Bereich. Als Datengrundlage hierfür wurde eine weltweit verfügbare Datenbasis, die Digital Chart of the World (DCW) im Maßstab 1:1.000.000 verwendet.

3 Ergebnisse

3.1 Die Leitsätze zum Schutz des Steinadlers in den Alpen

Aus dem umfangreichen Wissen über den Steinadler wie auch aus den detaillierten Ergebnissen aus dem Steinadlerprojekt am Nationalpark Berchtesgaden lassen sich folgende **ELF LEITSÄTZE** zum Schutz des Steinadlers in den Alpen formulieren:

- Der Steinadler gehört in den Alpen nicht zu den aktuell, sondern zu den potenziell gefährdeten Tierarten.
- Eingriffe im Horstbereich bzw. den Jagdgebieten des Steinadlers können eine Gefährdung für diese Tierart in den Alpen hervorrufen.
- Der Erhalt seiner bedeutendsten Lebensraumbereiche (= Jagdgebiete) ist neben dem Schutz seines Horstbereichs das wichtigste Kriterium für die langfristige Sicherung einer vitalen Steinadlerpopulation im Alpenraum.
- Die räumliche Verteilung und Ausdehnung geeigneter Jagdgebiete bestimmt in hohem Maße die Lebensraumqualität für den Steinadler.
- Aufwindgebiete und deren räumliche Vernetzung mit den geeigneten Jagdgebieten sind vor allem während der Wintermonate Schlüsselfaktoren für die Lebensraumeignung. Unter ungünstigen Voraussetzungen können diese im Winter einen limitierenden Faktor darstellen.
- Vorkommen und Häufigkeit seiner wichtigsten Beutetierarten sind eng mit dem Reproduktionserfolg des Steinadlers verknüpft.
- Störungen in den Jagdgebieten wirken überwiegend indirekt auf den Steinadler, da sie vor allem das Raum-Zeit-Verhalten seiner Beutetiere beeinflussen.
- Störungen im Horstbereich haben je nach Zeitpunkt im Brutverlauf eine unterschiedlich negative Auswirkung auf den Bruterfolg.
- Störungen im Horstbereich lassen sich am besten durch Kooperation von Naturschutz und Nutzergruppen vermeiden oder auf ein unproblematisches Maß reduzieren.
- Selbstregulationsmechanismen sorgen auch ohne menschliches Zutun für einen vitalen Steinadlerbestand in den Alpen.
- Seine Lebensweise (= Ökologie) macht den Steinadler zu einer bedeutenden Leitart für offene und halboffene Landschaften der Alpen und damit zu einem idealen Indikator für den Qualitätszustand dieser Lebensräume bzw. deren Arteninventars.

Um den Steinadlerbestand der Europäischen Alpen langfristig sichern zu können, müssen die Voraussetzungen sowohl zum Erhalt der bedeutendsten Lebensräume dieser Tierart wie auch zum Schutz seines Horstbereichs erhalten bleiben.

Der dauerhafte Schutz des Steinadlers und seines angestammten Lebensraums in den Alpen stützt sich auf **drei Säulen**:

Säule 1: Analyse von Steinadler-Lebensräumen oder -Revieren.

Dazu gehört

- a) die Bewertung des Qualitätszustandes von Habitaten, die für den Steinadler und viele seiner Beutetiere in den Alpen charakteristisch sind;
- b) die Ableitung und Anwendung von Konzepten zur raschen Risiko-Abschätzung von Eingriffsvorhaben;
- c) die Herausarbeitung der in diesen Bereichen in Frage kommenden Störreize und die qualitative Einordnung ihrer Störwirkung.

Säule 2: Schutz aktuell bebrüteter Horste zur Gewährleistung des Nachwuchses und damit für den Erhalt der Gesamtpopulation. Identifikation und Einordnung der in Frage kommenden Störreize während des Brutgeschehens bezüglich ihrer Störwirkung. Erarbeitung und Umsetzung entsprechender Konzepte zu deren Abschwächung bzw. Vermeidung.

Säule 3: Monitoring des Steinadlers, seiner Lebensräume und seiner Reviere. Erarbeitung und Umsetzung von Monitoring-Konzepten sowie von Konzepten zu Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit.

Revierverteilung für den Steinadler (Aquila chrysaetos) im Berchtesgadener Land und den angrenzenden Gebieten Österreichs im Jahr 1999



Abb. 4: Revierverteilung im Nationalpark und den angrenzenden Gebieten.

3.2 Der Steinadler im Berchtesgadener Land

3.2.1 Untersuchungen zur Populationsdynamik

Sowohl die Anzahl als auch die räumliche Ausdehnung der Steinadlerreviere haben sich im Berchtesgadener Land seit der Untersuchung durch LINK von 1981 bis 1986 leicht verändert. Während die Paare *Staufen*, *Hoher Göll*, *Glunkerer*, *Wimbach* und *Klausbach* auch Ende der 90er Jahre bezüglich Flächenausdehnung annähernd die gleichen Reviere beanspruchen, hat es bei den anderen fünf von LINK aufgeführten Paaren deutliche Verschiebungen bzw. sogar Revieraufösungen gegeben (vgl. Abb. 4). Das Revier *Wachterl* wurde vollständig aufgegeben, weshalb die Paare *Klausbach* und vor allem *Saalach* deutliche Flächenzugewinne erfahren haben (vgl. Abb.4).

Seit der Erhebung Mitte der 80er Jahre haben sich vermutlich auch die Revierverhältnisse im Bereich *Gotzen* verschoben. Die aktuelle Ausdehnung dieses Reviers wird derzeit noch genauer untersucht. Auffällig ist in diesem Zusammenhang die fehlende Brutaktivität aus dem Bereich von Königs- und Obersee. Hier wurde in früher häufig frequentierten Horsten seit Projektbeginn nachweislich nicht mehr gebrütet.

Von den Mitarbeitern des Steinadlerprojekts wurden 1999 für das Dauermonitoring der Steinadlerpopulation im Berchtesgadener Land noch fünf weitere Reviere mit ins Programm aufgenommen. Dabei handelt es sich um die Revierpaare *Bluntau*, *Blühnbach* und *Reith*, deren Revierzentren überwiegend auf österreichischem Staatsgebiet liegen, wodurch sich das Untersuchungsgebiet auch

auf die Salzburger Kalkhochalpen erstreckt (vgl. Abb. 4). Aufgrund ihrer voralpinen Ausprägung wurden die Reviere *Sonntagshorn* und *Röthelmoos* in das Monitoring übernommen.

Während sich das sehr erfahrene Paar *Reith* (beide Vögel sind deutlich über 10 Jahre alt; Stand: 8/2000) durch eine hohe Konstanz bezüglich Reviergrenzen und Brut Erfolg auszeichnet, gibt es beim Paar *Bluntau* zumindest aus den Jahren 1997 bis 2000 keine erfolgreiche Brut zu vermelden.

Der Brut Erfolg von 0,18 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr im Berchtesgadener Land (SCHÖPF 1989) hat sich bis zum Jahr 2000 im Mittel bei 0,23 eingependelt (vgl. Tab. 1, Abb. 5). Schwankungen dieses Wertes zwischen den einzelnen Jahren sind feststellbar. Die Brutgröße (BG), also die Anzahl der flüggen Jungvögel pro erfolgreich brütendem Paar und Jahr betrug nur in einem Fall 2. Im Mittel ergibt sich für diesen Parameter während der Untersuchungsphase von 1994 bis 2000 ein Wert von 1,04.

3.2.2 Lebensraumeignung im Berchtesgadener Land

Abb.6 zeigt die räumliche Umsetzung des Habitateignungsmodells „Winterhalbjahr“ im Umfeld zweier Steinadler-Reviere im Untersuchungsgebiet „UNESCO Biosphärenreservat Berchtesgaden“.

Die Bewertung gibt Hinweise auf die Bedeutung von Teilräumen innerhalb der Reviere und auf die tatsächliche Nutzungsfrequenz durch die Paare. Der rasterbasierte Ansatz ermöglicht zusätzlich ein Aufaddieren aller

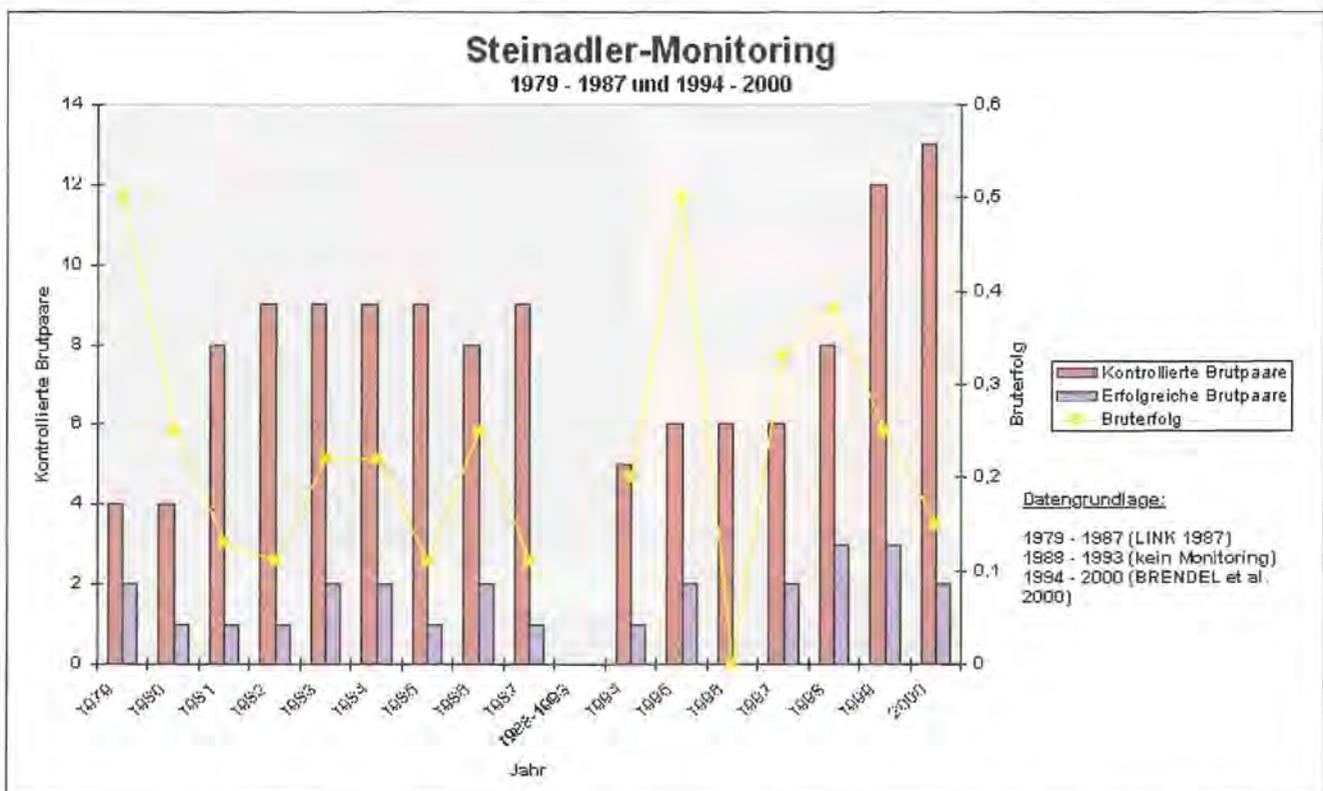


Abb. 5: Anzahl kontrollierter bzw. erfolgreich brütender Steinadlerpaare und deren Bruterfolg in den Berchtesgadener und Salzburger Kalkhochalpen von 1979 bis 2000.

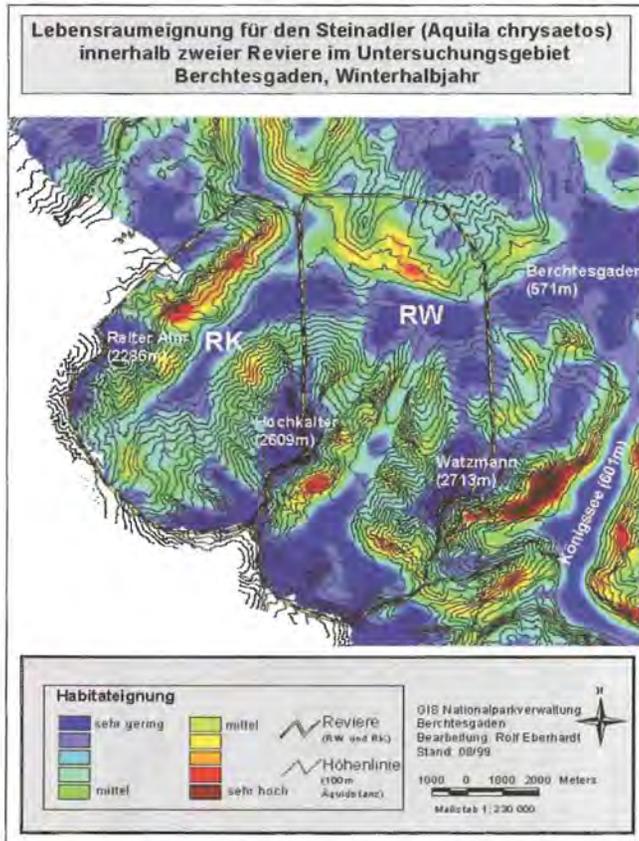


Abb. 6: Lebensraumeignung für den Steinadler im Winterhalbjahr innerhalb zweier Reviere.

innerhalb einzelner Aktionsräume liegenden Bewertungen. Die so erhaltene Punktezahl gibt Aufschluss über die Ausstattung einzelner Reviere und liefert Hilfestellungen für die Interpretation von Bruterfolg bzw. dem Raum-Zeit-Verhalten der Paare.

So besitzt das Revier *Klausbach* (RK) zwar eine etwas höhere durchschnittliche Habitatauswertung (24.1 Prozent-Punkte, gegenüber 22.7 von RW), erreicht aber aufgrund der geringeren Größe dennoch nur eine niedrigere Gesamtpunktezahl (1.935.953, bei einer Rasterzellengröße von 10 x 10 m) als das Revier *Wimbach* (RW, 2.360.488 Punkte).

Die Ergebnisse liegen für das Gesamtgebiet des Biosphärenreservats (BR) Berchtesgaden vor. Dadurch werden insgesamt 7 Reviere ganz oder teilweise abgedeckt. Einige Reviere erstrecken sich sowohl über deutsches als auch über österreichisches Staatsgebiet und werden somit von der Berchtesgadener Datenbasis nicht vollständig erfasst.

Die Habitatauswertung für das Winterhalbjahr wurde für das gesamte Gebiet (vgl. Abb. 7) ermittelt. Es stellt einen Vergleich zwischen der potenziellen Lebensraumeignung, die als 3-dimensionale Eignungsoberfläche dargestellt ist, und der tatsächlichen Geländeoberfläche (= Höhenmodell) dar. Zugehörige Geländeabschnitte sind durch Verbindungslinien einander zugeordnet. Hierbei wird deutlich, dass im Winter südexponierte Hanglagen hohen Eignungswerten entsprechen (A), während die hochgelegenen Gipfelregionen (B) sehr geringe Eignungen aufweisen.

Geht man davon aus, dass sich die tatsächliche Raumnutzung weitgehend an der potenziellen Habitatauswertung orientiert, so erhält man eine Darstellung der Nutzungsoberfläche und somit eine auch 3-dimensional darstellbare Abbildung der Antreffwahrscheinlichkeit. Die gelb bis rot dargestellten „Peaks“ bei der Eignungsbewertung stellen „Trittsteine“ innerhalb des Winterlebensraumes dar. Deren räumliche Vernetzung bestimmt in einem hohen Maße die Habitatqualität im Winterhalbjahr.

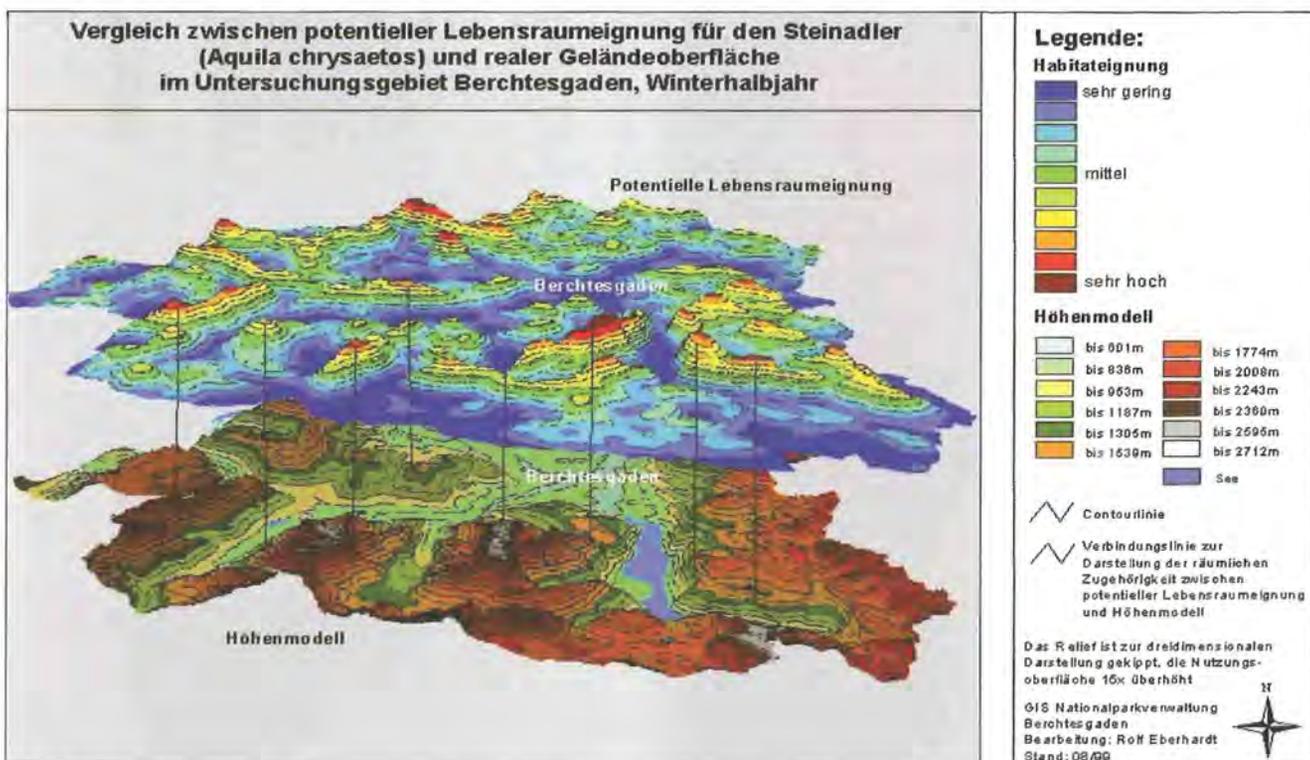


Abb. 7: Lebensraumeignung im Untersuchungsgebiet (Winterhalbjahr) im Vergleich zur realen Geländeoberfläche.

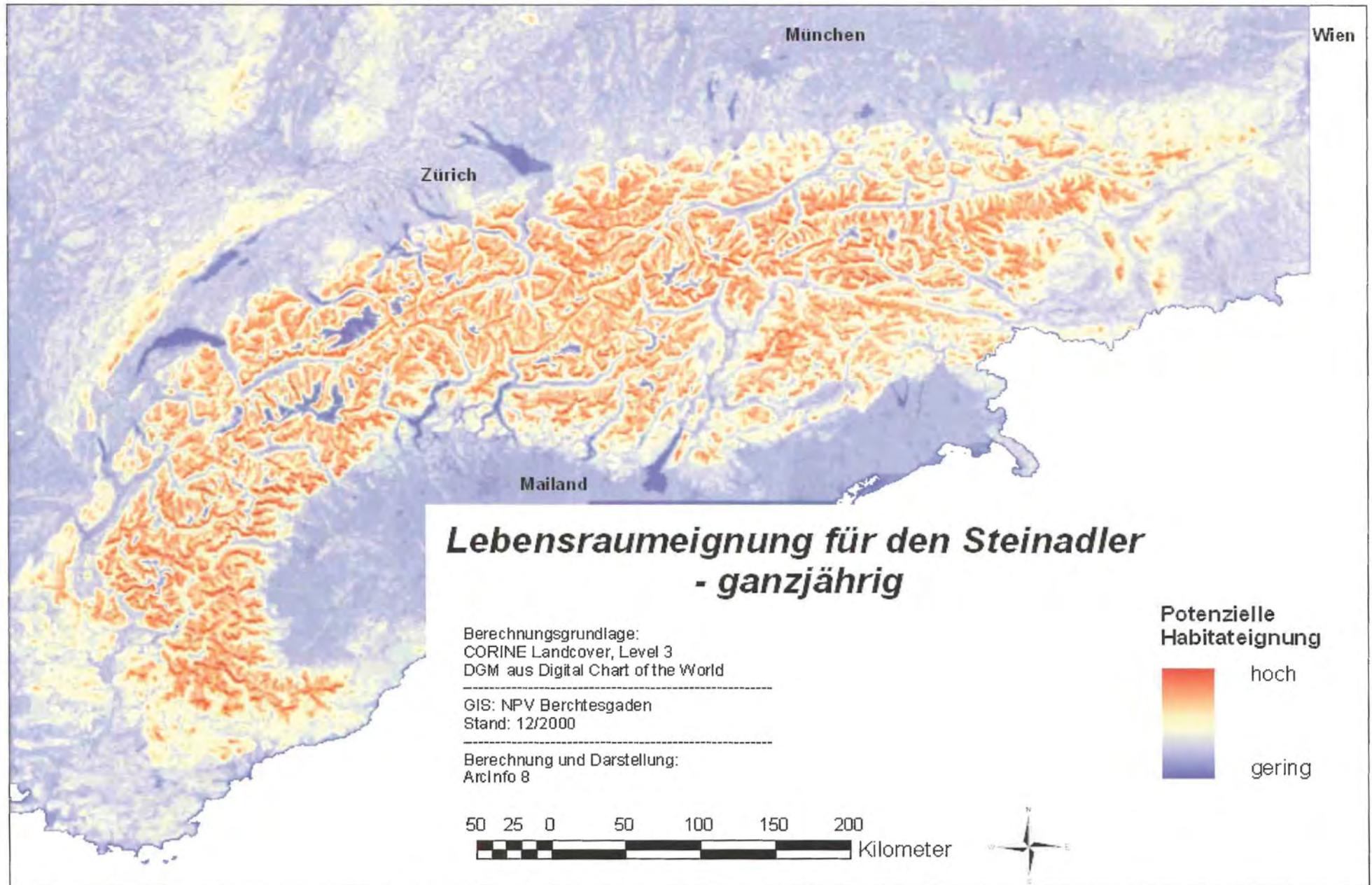


Abb. 8: Potenzielle Habitateignung in den Alpen (EBERHARDT et al. 2001b). Sommer- und Wintereignung sind miteinander kombiniert und gleich gewichtet, potenzielle Störungen sind nicht berücksichtigt.

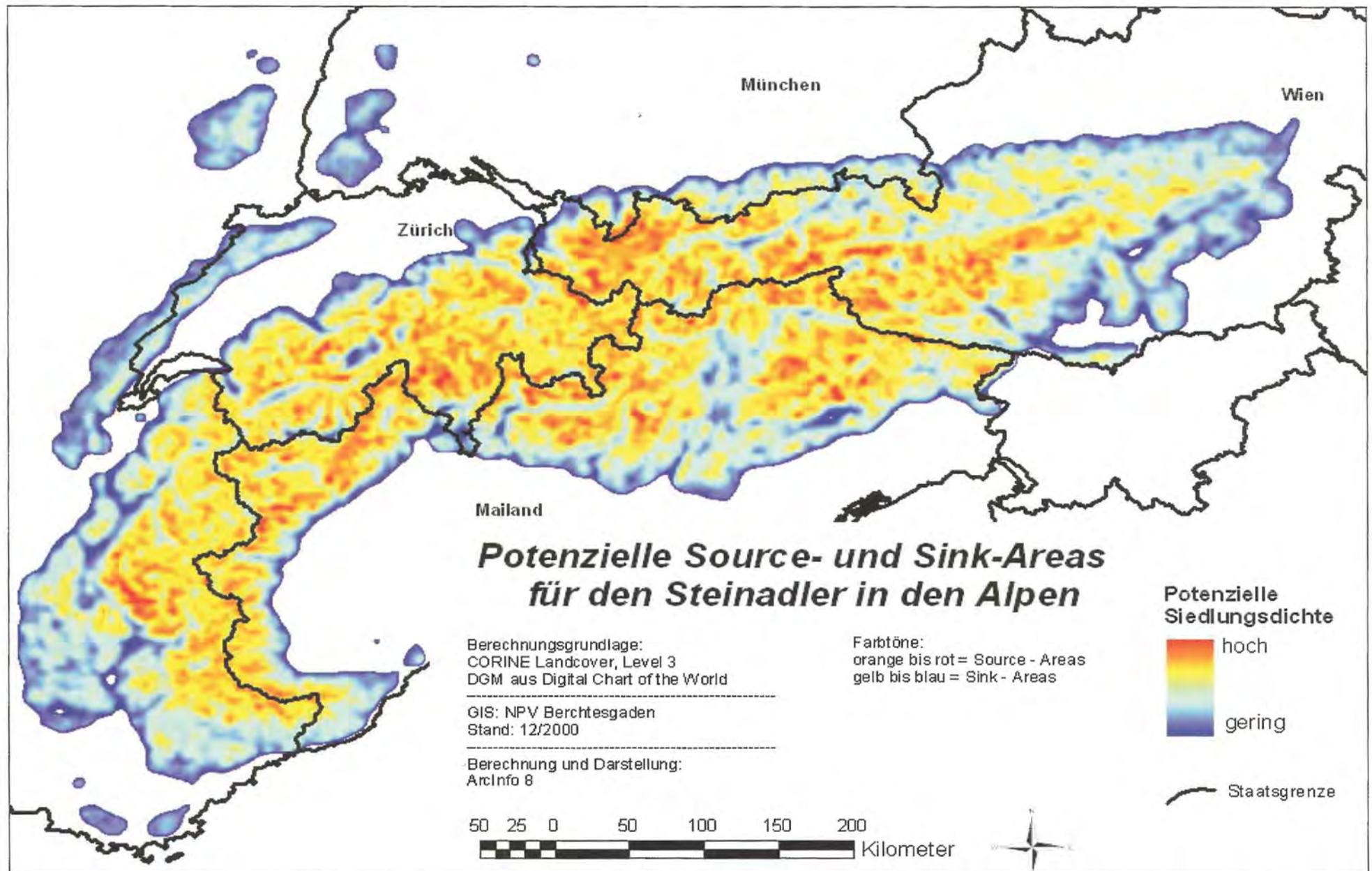


Abb. 9: Potenzielle Siedlungsdichte des Steinadlers in den Alpen als Kombination aus Hangneigung, von Sommer- und Winterhalbjahr sowie der Kammerung der Landschaft (EBERHARDT et al. 2001b) (Gewichtung 1:1:1).

Tab. 2: Oberflächenberechnung der Biotoptypen für das Revier Klausbach.

Biotoptyp	Planimetrische Fläche in km	Wahre, dreidimensionale Fläche in km	Differenz zwischen 3D und Planimetrie in km	Differenz zwischen 3D und Planimetrie in %
Gewässer	0,2	0,2	0,0	0,0
Siedlung	0,1	0,1	0,0	0,0
Wirtschaftsgrünland	1,2	1,2	0,0	0,0
Mischwald Laubholz dominant	1,4	1,6	0,2	14,3
Mischwald Nadelholz dominant	–	9,6	1,3	15,6
Nadelwald	6,0	7,0	1,0	16,7
Lichter Wald	6,5	7,8	1,3	18,5
Almflächen	0,6	0,7	0,1	16,7
Krummholz	6,2	8,8	2,6	41,9
Alpine Matten	3,5	4,9	1,4	42,9
Fels	8,5	13,2	4,7	55,3
Ewiger Schnee	0,2	0,2	0,0	0,0
Summe	42,7	55,3	12,6	29,8

Deutlich wird die ungleichmäßige Verteilung dieser hoch geeigneten Flächen innerhalb des Untersuchungsgebiets und somit die unterschiedliche Qualität der Reviere als Winterlebensraum.

3.3 Die Siedlungsdichte des Steinadlers im Alpenraum

Prinzipiell ist beim Steinadler eine klare Abhängigkeit der Reviergröße von den Faktoren „Lebensraumqualität“ und „Kammerung der Landschaft“ (= Anzahl der Geländekanten in einem vorgegebenen Umkreis in Verbindung mit der im Gebiet vorhandenen Reliefenergie) zu erkennen (BRENDEL et al. 2000). Die Kammerung weist auf für den Adler wirksame Sichtbarrieren hin, die für die Anlage und Größe von Revieren wichtig sind. Ist die Habitateignung weitgehend gleich verteilt, nimmt mit zunehmender Kammerung der Landschaft die Reviergröße des Steinadlers ab. Er verteidigt bei geringer Kammerung also einen möglicherweise „unnötig großen“ Raumausschnitt, was zumindest teilweise die Größenunterschiede der Reviere im Alpenraum – zwischen 35 km und 200 km (BEZZEL & FÜNFSTÜCK 1994, ZECHNER 1995, HALLER 1996) - erklären könnte.

Die vermeintlich erstaunlich großen Flächenunterschiede relativieren sich zumeist nach Berechnung der real zur Verfügung stehenden, dreidimensionalen Oberfläche (vgl. Tab. 2).

Die Kammerung lässt sich rechnerisch aus den Informationen des DGM ermitteln. In Verbindung mit der bereits ermittelten Habitateignung lassen sich Aussagen über die potenzielle Siedlungsdichte treffen. Die modellhafte Umsetzung dieses Habitat-Dichte-Modells (HDM) im Testgebiet Graubünden und dessen Validierung anhand der tatsächlichen Revierverteilung, die in HALLER (1996) dargestellt ist, bestätigen diese Zusammenhänge (BRENDEL et al. 1998).

In Gebieten mit niedrigerer Beobachtungsintensität, z. B. in den Chiemgauer Alpen, könnten Erhebungslücken auf einfache Art und Weise durch die von

McLEOD et al. (2000) erarbeitete Methode zur Revierabgrenzung geschlossen werden. Diese Ergebnisse könnten anschließend zu einer weiteren Validierung des Siedlungsdichtemodells für die Bayerischen Alpen herangezogen werden.

Die während des ganzen Jahres beflogenen *home ranges* weisen meist geringfügig größere Oberflächen auf (WATSON 1997). In den Alpen sind vor allem die offenen und halboffenen Bereiche sowie die steilen, lichten Hangwälder zwischen der montanen und hochalpinen Stufe bevorzugte Jagdgebiete (vgl. BRENDEL et al. 2000). Dabei werden sowohl natürliche als auch anthropogen geprägte Gebiete mit spärlicher, niedriger oder lichter Vegetation genutzt, wie z. B. Alm- oder Rodungsflächen. Jahreszeitliche Unterschiede bezüglich der Reviergrößen sind ausgeprägt. Besonders der im Vergleich zum Sommerlebensraum meist auf einer deutlich kleineren Fläche geeignete Winterlebensraum hat sich als überaus bedeutsam für die Lebensraumeignung eines Reviers herauskristallisiert: Thermikeignung, Witterung allgemein und Beutetierangebot sowie -erreichbarkeit sind während dieser Jahreszeit deutlich reduziert und können mancherorts einen limitierenden Faktor darstellen. Allgemein wird die Lebensraumqualität neben dem Beutetierangebot und dessen Erreichbarkeit vor allem durch die im Jahresverlauf wechselnde Thermikentstehung bestimmt (BÖGEL & EBERHARDT 1997; vgl. Abb. 10 und 11). Während der Wintermonate ist die Thermik zumeist auf kleine Bereiche des *home ranges* reduziert (vgl. EBERHARDT 1996).

Adlerreviere sind in verschieden stark gekammerte Landschaften eingefügt, wobei die Reviergrenzen häufig entlang der jeweiligen Gratkanten verlaufen (z. B. HALLER 1996). Zur Revierabgrenzung dient in der Regel der sogenannte „Girlandenflug“. Gebiete mit hoher Reliefenergie bzw. hohem Strukturierungsgrad, also stark „gekammerte“ Regionen, bieten für die Reviervögel verschiedene Vorteile:

1. Stark gekammerte Reviere sind nur scheinbar kleinflächiger, da die real nutzbare Jagdfläche in den meis-

Lebensraumeignung für den Steinadler im Revier „Klausbach“ im Sommer

Raumeignung



 Höhenlinien

 Seen

 Reviergrenzen



Lebensraumeignung für den Steinadler im Revier „Klausbach“ im Winter

Raumeignung



 Höhenlinien

 Seen

 Reviergrenzen



GIS Nationalpark Berchtesgaden 2000

Abb. 10: Lebensraumeignung für den Steinadler im Revier Klausbach/Nationalpark Berchtesgaden im Sommer.

Abb. 11: Lebensraumeignung für den Steinadler im Revier Klausbach/Nationalpark Berchtesgaden im Winter.

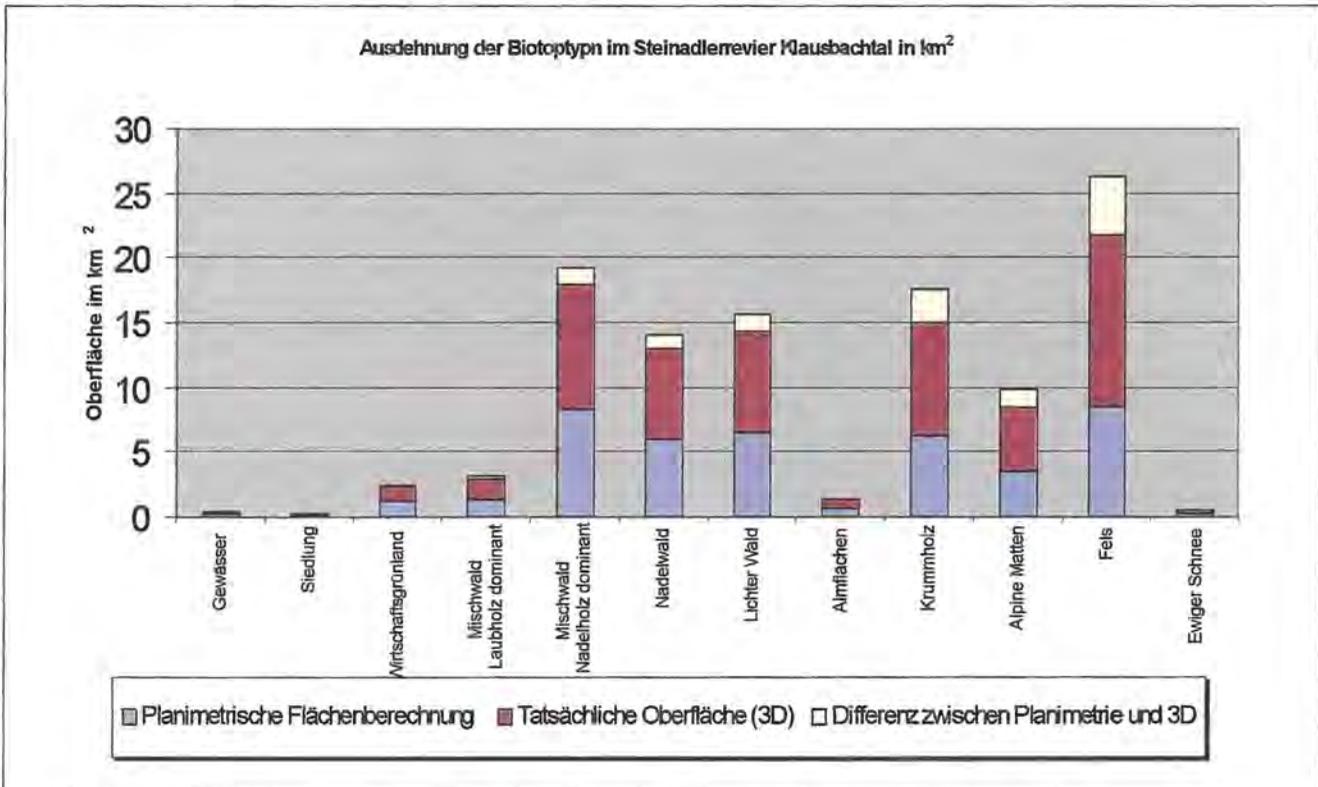


Abb. 12: Nockberge/Österreich – leichte Kammerung der Landschaft.



Abb. 13: Lechtaler Alpen/Österreich – stark gekammerte Landschaft.

Tab. 3: Ausdehnung der Biotoptypen im Steinadlerrevier Klausbach.



ten Fällen „großflächigeren“ Revieren in weniger ausgeprägten gekammerten Gebieten entspricht.

2. Eine ursprünglich dichte Vegetation, wie z. B. subalpine Lärchen- oder montane Bergfichtenwälder, erlaubt ab einem bestimmten Hangneigungsgrad gute Einsehmöglichkeiten (EBERHARDT & SLOTTA-BACHMAYR 1998). Unter diesen topographischen Voraussetzungen können bewaldete Steilflächen für den Adler zusätzlich als Jagdgebiet nutzbar werden (FISCHER 1976).
3. Ausgeprägte „Kammerungsreviere“ sind gegenüber Artgenossen leichter zu verteidigen, da sich weniger Sichtkontakte zu benachbarten Adlern ergeben und damit aggressive Auseinandersetzungen mit Nachbarpaaren reduziert sind.

Aufgrund des stark unterschiedlichen Kammerungsgrads der Alpen haben sich im Zusammenwirken mit dem Faktor „Habitateignung“ regionale Siedlungsdichtezentren des Steinadlers herausgebildet (vgl. Abb. 9 und BRENDEL et al. 1998; EBERHARDT & SLOTTA-BACHMAYR 1998; WIESMANN et al. 1999). Diese spielen für den langfristigen Schutz des Steinadlerbestandes im Alpenraum eine entscheidende Rolle (vgl. BRENDEL et al. 2000). Die Verteilung dieser „Siedlungsdichte – hot spots“ scheint weitgehend unabhängig vom Beutierangebot. Letzterer Faktor scheint zumindest für die alpine Gesamtpopulation des Steinadlers momentan nicht limitierend zu sein (vgl. Kap. 4), wohingegen er in Randpopulationen zumindest als potenziell limitierend eingestuft werden muss. Dies gilt vor allem in Gebieten mit übermäßiger Schalenwildreduktion zum Schutz des Bergwaldes vor Verbiss (BAUER & BERTHOLD 1996).

Aus den eingeschränkten Thermikbedingungen im Winter ergeben sich für die Eignung des jeweiligen Reviers bezüglich der Brutqualität weit über diese Jahreszeit hinaus wichtige Konsequenzen (vgl. BRENDEL et al. 2000). Reviere mit hohem Fallwildangebot und guten thermischen Bedingungen können sich als schlechte Brutreviere erweisen, da diese Gebiete unter den oben genannten Voraussetzungen bevorzugt von Einzeladlern aufgesucht werden und somit die territorialen Vögel in der Brutvorbereitung bzw. während der Brut stören (JENNY 1992).

Als Lebensraum kaum geeignet ist dagegen das Flachland in seiner heutigen Ausprägung bzw. die Talböden in dicht vom Menschen besiedelten Gebieten. Gleiches gilt für Regionen mit ausgedehnten Ackerbauflächen, dichten Wirtschaftswäldern oder anderweitiger intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. In den Alpen sind stark vom Fremdenverkehr geprägte Gebiete auf kleine und periphere Anteile des Verbreitungsgebietes beschränkt (HALLER 1996).

3.4 Lebensraumanalyse am Beispiel des Reviers Klausbach

Aussagen zu Reviergrößen und anderen Flächenangaben konnten bislang nur auf zweidimensionaler, also planimetrischer Grundlage gemacht werden. Die einfachste Methode, ein Steinadlerrevier als Kreis auf eine Landkarte einzuzichnen und dann die Kreisoberfläche als Reviergröße auszugeben, gibt zwar die ungefähre Revierlage im Raum wieder, hat aber mit der wirklichen Revierausdehnung nichts zu tun. Mit dem GIS ist es

einerseits möglich die planimetrische Revierausdehnung genau zu bestimmen (vgl. Abb. 13), zusätzlich ist es aber auch möglich, die tatsächliche dreidimensionale Oberfläche zu errechnen.

Der Unterschied zwischen planimetrischer und dreidimensionaler Oberfläche ist im Flachland gering, im hochalpinen Bearbeitungsraum dagegen beträchtlich. Als Beispiel soll das im Nationalpark Berchtesgaden gelegene Revier „Klausbach“ dienen. Die Flächenberechnung mit der herkömmlichen Methode ergibt eine Ausdehnung von 42,7 km². Die tatsächliche Oberfläche, die mit einer Hilfsgröße berechnet wird, welche aus dem Digitalen Geländemodell abgeleitet ist, beträgt 55,3 km². Der Unterschied beläuft sich also auf gut 12 km². Wie sich die Flächenverteilung in den Biotoptypen niederschlägt, lässt sich aus der Tab. 3 ersehen. Die Seen gewinnen natürlich bei einer dreidimensionalen Neuberechnung nichts hinzu. Aber die Felsoberfläche nimmt eine um 4,7 km² größere Oberfläche ein, als sie in der Landkarte darstellbar ist. Für den Adler stehen, wenn man die Biotoptypen *Lichter Wald*, *Almflächen*, *Krummholz* und *Alpine Matten* zusammenzählt, über 5 km² mehr Oberfläche als bei planimetrischer Flächenberechnung zur Verfügung.

3.5 Anwendungen im Naturschutz

3.5.1 Kooperation und Umweltbildung

Die aktuellen Brutgeschehnisse wurden innerhalb des Projekts jedes Jahr genauestens protokolliert, um möglichst früh sogenannte „Risikokarten“ für Gleitschirm-, Hängegleiter und Hubschrauberpiloten (vgl. Abb. 14) erstellen zu können. Mit Hilfe der Risikokarten werden die oben erwähnten Nutzer während der Brutphase von März bis Ende Juli um sensible Bereiche des Steinadlers herumgeleitet. Dadurch können nach dem Vorsorgeprinzip auf sehr einfache Art und Weise Störungen im Horstareal von vornherein minimiert werden.

Um auch auswärtige Flugsportler erreichen zu können, wurde eine derartige Risikokarte an der Talstation der Jenner Bergbahn in Form eines Schaukastens installiert und somit jedem Piloten vor dem Start zugänglich gemacht (vgl. Abb. 15). Darin werden einerseits allen Hängegleiterpiloten neben aktuellen Informationen zur Meidung von sensiblen Bereichen auch Tipps zum richtigen Verhalten im Gelände geboten. Andererseits wird auf empfehlenswerte Alternativrouten bzw. – der jeweiligen Jahreszeit entsprechend – auf günstige Thermikgebiete hingewiesen. Ziel dieser Maßnahme ist die Optimierung des „Flugvergnügens“ bei gleichzeitiger Vermeidung von Störungen im Brutgebiet des Steinadlers.

Im Bereich „Umweltbildung“ des Steinadlerprojekts wurde in den Jahren 1994 bis 2000 den verschiedensten Zielgruppen im Nationalpark Berchtesgaden eine umfangreiche Palette an wissenschaftlichen und populärwissenschaftlichen Veranstaltungen und Einrichtungen angeboten.

Besonders gut angenommen wurden dabei Führungen zum Thema „König der Lüfte“, aber auch die Erlebniswanderwege (Thema: „Faszination Steinadler“) im Klausbachtal sowie die Dauerausstellung in der Informationsstelle Hintersee. Die multimediale Gestaltung dieser Einrichtungen vermittelt dem Besucher eine „Kombination aus Wissenschaft und Spaß“. In den Jahren 1998 bis 2000 hatten bereits mehr als 30.000 Menschen dieses Angebot im Klausbachtal angenommen und dabei auf anschauliche Art und Weise viel Wissenswertes über den Steinadler, seine Ökologie und Lebensweise sowie seine Gefährdung und Maßnahmen zum Schutz seiner Lebensräume erfahren.

3.5.2 Schutzbemühungen für den Steinadler in Japan

Auf der Datengrundlage der Digital Chart of the World (Maßstab 1:1.000.000) wurde ein Lebensraummodell für den Steinadler in Japan entwickelt. Dort bedrohen umfangreiche Erschließungsmaßnahmen die wenigen Rückzugsgebiete (Abb. 16) der auf ca. 300 Brutpaare zusammengeschrumpften Adlerpopulation (YAMAZAKI 1985). Im Zusammenhang mit den dortigen Bemühungen zum Schutz des Steinadlers dienen die aus Berchtesgaden stammenden Ergebnisse den japanischen Wissenschaftlern und Naturschützern seit 1997 als wichtige Argumentationshilfe bei der Diskussion um zukünftige Erschließungs- bzw. Planungsmaßnahmen in sensiblen Lebensräumen (ENDO 2000).

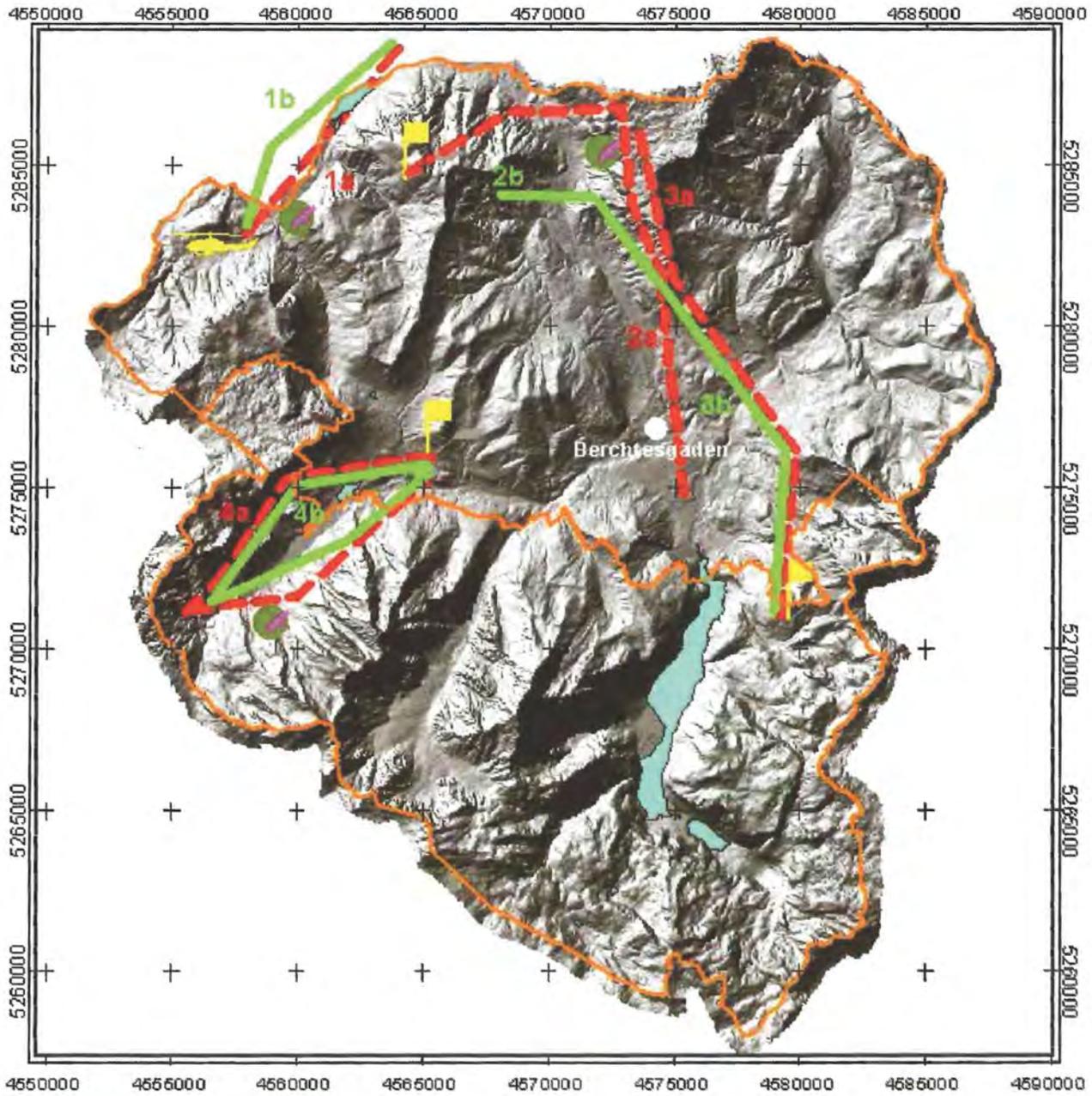
4 Diskussion und Ausblick

Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen

Obwohl der Steinadler in weiten Bereichen seines alpenweiten Verbreitungsgebietes inzwischen wieder Selbstregulationsprinzipien unterliegt (JENNY 1992), zählt er in diesem Hochgebirge nach wie vor zu den latent gefährdeten Tierarten (HALLER 1982). Anthropogene Störungen im Horstbereich (BEZZEL & PRINZINGER 1990) bzw. seiner potenziellen Beutetiere in den Jagdgebieten sowie Veränderungen in der räumlichen Ausdehnung dieser Gebiete scheinen den gesamtalpinen Bestand unter bestimmten Bedingungen langfristig gefährden zu können (BRENDEL et al. 2000). Die direkte Verfolgung durch den Menschen in Form von Abschüssen könnte bei einer Aufhebung der derzeit im Alpenraum gesetzlich verankerten, ganzjährigen Schonzeit für den Steinadler die Population dauerhaft negativ beeinflussen. Um vor diesem Hintergrund möglichst nachhaltige Managementstrategien zum Schutz des Steinadlers und seiner Lebensräume im Alpenraum formulieren zu können, sollten die 11 Leitsätze aus dem „Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen“ angewandt werden (vgl. Kap. 3.1).

Das Wissen um die Ansprüche der Art sowie entsprechende Vorschläge zu Umsetzungsmöglichkeiten sind im *Leitfaden* zusammengefasst bzw. auf ihre Anwendbarkeit hin getestet. Wegegebote, Aussperrungen oder

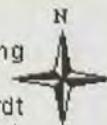
Alternativrouten für Hubschrauber - und Hängegleiterpiloten im Berchtesgadener Land während der Brutsaison 1998



Legende:

- | | | |
|---|---|---|
|  alternative Flugroute |  Hubschrauber-stützpunkt |  Grenze Nationalpark |
|  Standardroute |  Hängegleiter-Startplatz |  See |
|  Adlerhorst | | |

GIS Nationalparkverwaltung
Berchtesgaden
Bearbeitung: Rolf Eberhardt
Ulrich Brendel
Stand: 08/99



1 0 1 2 3 4 5 Kilometers

Maßstab 1: 180 000

Abb. 14: Risikokarte für Gleitschirm-, Hängegleiter- und Hubschrauberpiloten.

Thermik nützen – Adler schützen

Der Deutsche Hängegleiterverband (DHV), die lokalen Gleitschirm- und Drachenfliegerclubs, die Berchtesgadener Bergbahn AG und die Nationalparkverwaltung Berchtesgaden wollen Konflikte zwischen Adlern und Piloten vermeiden, bevor sie entstehen. Deshalb werden die sensiblen Bereiche im Berchtesgadener Land aktuell gekennzeichnet und die Benutzer des Luftraums gebeten, diese Bereiche zu umfliegen. Damit demonstrieren die Sportler ihre Verbundenheit mit der Natur.

Herzlichen Dank



**Hand in Hand
mit Gleitschirm- und Drachenfliegern,
unserer heimischen Tierwelt zum Schutz**



Abb. 15: Schautafel für Hängegleiter- und Drachensportler an der Talstation der Jenner Bergbahn (linkes Fenster); Gebietskarte mit Standortbezeichnung und aktualisierbarer Angabe sensibler Bereiche (rote Magnetpads) sowie alternativer, guter Thermikgebiete (grüne Magnetpads).

Neuausweisungen von Schutzgebieten erscheinen hierfür nur in wenigen Ausnahmefällen die adäquate Lösung. Die Kooperation von „Nutzern“ und „Schützern“ im Rahmen des Steinadlerprojekts hat vielmehr gezeigt, dass ein derartiger Ansatz nach dem Vorsorgeprinzip zielführende Richtlinien zur Vermeidung von Konflikten zwischen Mensch und Adler beinhaltet. Weiterreichendere Schutzkonzepte scheinen dagegen – wenn überhaupt – vor allem bei der Erhaltung von Siedlungsdichtezentren (= potenzielle Reproduktionszentren; vgl. JENNY 1992 und BRENDEL et al. 2000) angebracht.

Umweltbildung

Die Aufklärung der Bevölkerung über die ökologischen Ansprüche des Steinadlers im Rahmen eines Umweltbildungsprogramms erwies sich als unabdingbare Voraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung von Managementstrategien (vgl. BEZZEL & PRINZINGER 1990; BRENDEL & d'OLEIRE-OLTMANN 1996; BRENDEL 1998). Diese haben für den Naturschutz im Alpenraum im Zusammenhang mit der Rolle des Steinadlers als mögliche Leitart offener bzw. halboffener Landschaften (z. B. PLACHTER 1990) zusätzlich an Bedeutung gewonnen. Die Entwicklung eines entsprechenden Leitartenkonzeptes für die Alpen wird seit langem diskutiert

und gefordert, wobei Vögeln als Weiser naturnaher Lebensgemeinschaften eine besondere Bedeutung zukommen könnte (BEZZEL 1976).

Der Steinadler im Berchtesgadener Land

Der Schutz von Teil- bzw., wie im Fall des nordalpinen Steinadlerbestandes, von Randpopulationen ist für den Erhalt des Gesamtbestandes von untergeordneter Bedeutung (vgl. HALLER 1996). Lokal bzw. regional nimmt der Schutz einzelner Paare jedoch nicht nur aufgrund der mythen- und legendenumwobenen Gestalt (WATSON 1996) des Steinadlers eine sehr wichtige Rolle ein. Auch ist die herausragende Bedeutung dieser Spezies als einziger flächendeckend verbliebener Spitzenprädatoren im alpinen Ökosystem zu berücksichtigen. Dies verdeutlichen nicht zuletzt einige Dauerbeobachtungsprogramme in solchen Verbreitungs-Randgebieten (z. B. KLUTH 1998). Die Untersuchungen in Teilpopulationen zu Bruterfolg, Partnerwechsel, Beutewahl usw. ermöglichen Aussagen über regionale, in manchen Fällen aber auch Rückschlüsse auf überregionale Entwicklungen. Ableitungen bezüglich des Zustandes im Gesamtbestand aufgrund von Einzelereignissen bei wenigen Brutpaaren scheinen dagegen zumeist unzulässig. Teilpopulationen sind lokal wesentlich mehr den aktuell limitie-

renden Faktoren ausgesetzt und offenbaren daher einen weitaus größeren Gefährdungsgrad als dies für die Gesamtpopulation zutrifft. Daher bedürfen die Teilpopulationen auch einer gesonderten Betrachtung. Der Bruterfolg dieser unterscheidet sich oft deutlich von dem der Gesamtpopulation (z. B. ZECHNER 1997).

Die Fülle negativer, lokaler Einflussfaktoren kann sich nachhaltig in einem langfristig deutlich niedrigeren Bruterfolg niederschlagen, wie er für den Steinadler in den Nordalpen schon seit vielen Jahren beschrieben wird (SCHÖPF 1989; BEZZEL & FÜNFSÜCK 1994). Im Berchtesgadener Land lag der Bruterfolg des Steinadlers während des Untersuchungszeitraums zum Teil jedoch deutlich über dem für diesen Raum dokumentierten langjährigen Mittel (SCHÖPF 1989). Dies kann z. T. auch auf die hier deutlich gestiegene Beobachtungsdichte zurückgeführt werden und verdeutlicht die Schwierigkeiten bei der Überwachung des Bruterfolgs in alpinem Gelände – ohne Einsatz eines gezielten Monitorings. Jüngste Beispiele aus dem Untersuchungsgebiet Berchtesgadener Land wie auch aus dem Werdenfelser Land (KLUTH, mündl.) zeigen außerdem, dass selbst bei einer hohen Beobachtungsdichte einzelne Bruten übersehen werden können. Somit dürfte der Bruterfolg generell und besonders in weniger gut überwachten Gebieten – also den meisten innerhalb der Alpen – höher liegen als bisher angenommen. Alle Berechnungen bezüglich der Fähigkeit lokaler Populationen zur Selbsterhaltung sind auf exakte Zahlen zu Reproduktion, Sterberate bzw. Lebensdauer der Art angewiesen. Diese Zahlen sind offenbar nur mit sehr großem Beobachtungsaufwand zu erheben und bedürfen daher einer intensiven Diskussion (vgl. BRENDEL et al. 2000).

Anhand der alteingesessenen Steinadlerpaare *Reith*, *Untersberg* bzw. der neuverpaarten Vögel in den Revieren *Bluntau*, *Klausbach* und *Wimbach* (vgl. Abb. 4) lässt sich sehr gut der Unterschied bzgl. der Bruteffektivität und damit die hohe Bedeutung des Faktors „Erfahrung/Dauer einer Steinadlerhe“ für die Aufrechterhaltung einer Population, nachvollziehen. Dies wurde auch für andere Bearbeitungsgebiete eindeutig nachgewiesen (z. B. SCHÖPF 1989; HALLER 1996; WATSON 1997) und unterstreicht die Priorität bei der Erhaltung von geeigneten Jagdgebieten als entscheidende Grundlage für den Fortbestand und die Reproduktionsfähigkeit eines Revierpaares. Nur stabile Verhältnisse innerhalb der Reviere gewährleisten die Voraussetzungen für einen dauerhaft stabilen Bruterfolg. Die Konstanz von Reviergrenzen scheint in direktem Zusammenhang mit der Häufigkeit von Partnerwechseln sowie der räumlichen Einbettung in das lokale Relief, z. B. in sogenannte Geländekammern, zu stehen. So liegen beide nachweislich aufgegebenen oder sich räumlich deutlich verschobenen Reviere (*Wachterl*, *Obersee/Steinernes Meer*; Benennung nach LINK 1987) nicht in derartigen Kammern, sondern in Plateaugebirgen, die keine deutlichen Gratlinien als Reviergrenzen aufweisen (vgl. Kap. 3.2). Derartige Reviere sind gegenüber Artgenossen weniger leicht zu verteidigen und stehen dadurch offenbar unter größerem Druck durch angrenzende Brutpaare. So ist es nach Ausfall eines oder beider Revierinhaber möglich, dass deren Revier ganz oder teilweise in das home range eines angrenzenden Paares integriert wird. Sichtbarrieren zwischen angrenzenden Revieren spielen im Zusammenhang mit der Siedlungsdichte des Steinadlers im Alpenraum generell eine entscheidende Rolle (vgl. HALLER 1996; BRENDEL et al. 1998 und 2000).

Die Gründe für die veränderte Reviersituation im Berchtesgadener Land sind heute nur mehr schwer nachvollziehbar. So steht lediglich fest, dass das Revier *Wachterl* nach der letzten Brutaktivität im Jahr 1994 aufgegeben wurde. Der Ausfall eines oder beider Reviervögel in kurzen Zeitabständen als Ursache derartiger Entwicklungen ist auch aus anderen Alpenregionen nachgewiesen (z. B. KLUTH 1998). In solchen Fällen werden die Revieranteile typischerweise zumindest vorübergehend unter den Nachbarpaaren „aufgeteilt“. Mehrere Partnerwechsel innerhalb eines Reviers haben nicht selten das Ausbleiben der Brutbereitschaft bzw. des Bruterfolgs in den anschließenden Jahren zur Folge (vgl. HALLER 1996; KLUTH 1998). Grund dafür ist die langwierige Synchronisation der Partnervögel (WATSON 1997).

Auffällig ist der hohe Anteil an erfolgreichen Bruten aus sogenannten Randrevieren des Untersuchungsgebietes. So sind die Paare *Untersberg*, *Reith* und *Saalach* im Zeitraum von 1994 bis 2000 mit 0,6 bis 1,0 flüggen Jungvögeln pro Jahr überdurchschnittlich an der Nachwuchsrate beteiligt (vgl. Tab. 1). Die Gründe hierfür sind weitge-

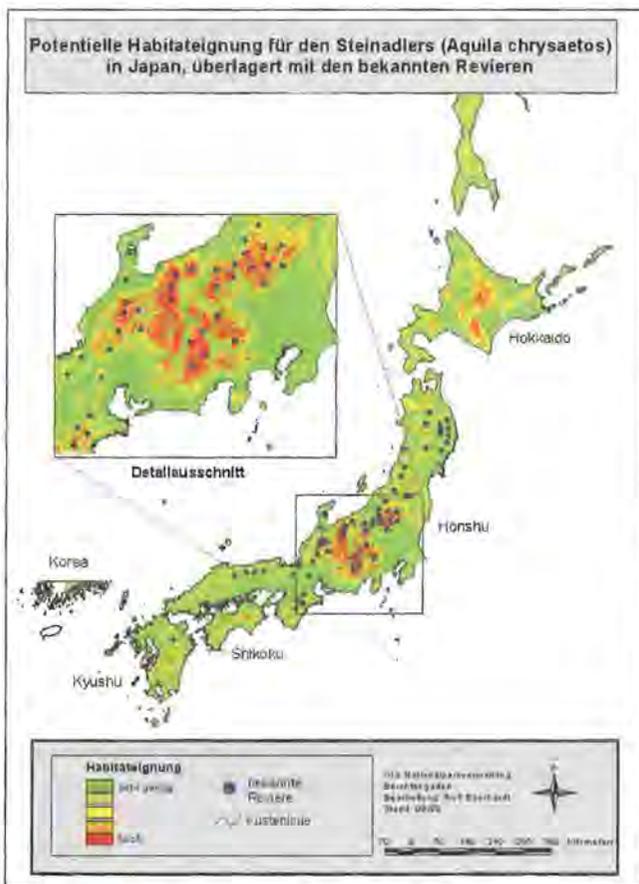


Abb. 16: Das Lebensraummodell für den Steinadler, Subspezies *japonica* (ca. 300 Brutpaare) in Japan.

hend unbekannt und könnten im Fall *Untersberg* in der räumlichen Lage am Rand des Verbreitungsgebietes dieser Art in den Alpen liegen. Derartige Reviere stehen aufgrund der geringeren Revierdichte unter schwächerem Druck durch angrenzende Steinadlerpaare. Zudem handelt es sich hierbei um alteingesessene Paare, was auf einen Zusammenhang zwischen Revieren mit geringer Häufigkeit von Partnerwechseln, randlicher Lage und hohem Bruterfolg hinweisen könnte (vgl. BRENDEL et al. 2000). Derartige Reviere weisen zumeist auch einen geringeren Durchflug von Einzeladlern auf und sind somit von intraspezifischen Störungen während der Vorbrutphase weitgehend ausgeschlossen, was sich direkt positiv auf den Bruterfolg auswirken kann (JENNY 1992; HALLER 1996).

Menschliche Einflüsse

Die Auswirkung anthropogener Aktivitäten auf die Faktoren *Brutgröße* und *Bruterfolg* wird in der Literatur ausführlich diskutiert. Unter Einhaltung der empfohlenen Flugrouten und Verhaltensweisen konnten im Untersuchungsgebiet seit 1995 Brutabbrüche durch Fluggeräte vermieden werden. Bei einigen Steinadlerpaaren haben sich Gewöhnungseffekte eingestellt, so z. B. beim Paar *Hoher Göll*, das 1994 erfolgreich im unmittelbaren und häufig benutzten Flugroutenbereich der Gleitschirm- und Drachenflieger brütete. Die erhöhte Toleranz gegenüber Hängegleitern kann inzwischen allerdings schon wieder verloren gegangen sein, da dieses Paar in seiner damaligen Partner-Zusammensetzung heute nicht mehr besteht und eine entsprechende „Tradierung“ dieser Anpassung – aufgrund fehlender positiver Erfahrungen (= erfolgreiche Bruten) in der entsprechenden Wand – zumindest fraglich erscheint.

Gerade die Fehleinschätzung von Situationen bzw. die falsche Reaktion von Seiten der Hängegleiterpiloten sowie das Erstbefliegen bestimmter Gebiete in wandnahen Bereichen während der Brutzeit sind als mögliche Ursachen für einen Brutabbruch beim Steinadler nach wie vor gegeben. Durch das richtige Abschätzen der zu beobachtenden Verhaltensweisen, z. B. dem „Girlandenflug“ (als Ausdruck von Aggression gegenüber Eindringlingen) und einer dementsprechend defensiven Reaktion der Piloten (= Abdrehen) sind Störungen bei brütenden Adlern jedoch minimierbar und müssen nicht zwangsläufig zum Brutabbruch führen (BRENDEL et al. 2000). Die Kooperation zwischen den Sportpiloten und der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden hat auch hier Wege für ein konfliktfreies Miteinander zwischen Mensch und Adler aufgezeigt. Ähnliche Erfolge gibt es von der Zusammenarbeit mit den Hubschrauberverbänden zu melden (vgl. Abb. 14; BRENDEL et al. 2000).

Das Klettern auf ausgewiesenen Routen scheint nur in Ausnahmefällen Auswirkungen auf den Bruterfolg von Steinadlern zu haben, da sich diese bei ausreichender Wandgröße an immer wiederkehrende, gleichförmige Störreize offenbar gewöhnen können. Dies belegte die erfolgreiche Brut des Paares *Reith* im Jahr 1999. Erstbe-

stigungen sollten dagegen möglichst nur nach Rücksprache mit der zuständigen Naturschutzbehörde unternommen werden, da bei einmaligen, intensiven Störungen keine Gewöhnungseffekte auftreten können.

Für die weitere Entwicklung der gesamtalpinen Population stellt das derzeitige Schalenwildmanagement kein Gefährdungspotenzial dar. Eine lokal bzw. regional intensive Schalenwildreduktion kann einen negativen Einfluss auf das Nahrungsangebot sowie die Nahrungserreichbarkeit für Steinadler bewirken und den Bruterfolg einzelner Paare beeinträchtigen. Nahrungsanalysen aus Steinadlerhorsten im Berchtesgadener Land weisen zwar auf eine sehr variable Nutzung von Beutetierarten hin und bestätigen damit die Rolle des Steinadlers als Nahrungsopportunist (GLUTZ v. BLOTZHEIM 1971). Ebenso eindeutig ist die Rolle der Gams als quantitativ bedeutendstes Beutetier des Steinadlers im Untersuchungsgebiet. Während der Nestlingsphase greifen die Altvögel zur Optimierung ihres Jagderfolges mit Vorliebe auf eine bestimmte Hauptbeutetierart zurück (WATSON 1997). Steinadlerpaare, die während der Nestlingszeit überwiegend auf die gleiche Beutetierart zurückgreifen können, weisen einen eindeutig höheren Jagderfolg und als Folge davon auch eine höhere Brutgröße auf. Hierin unterscheiden sie sich von Paaren, die ihre Jagdstrategien gezwungenermaßen häufig auf wechselnde Beutetierarten umstellen müssen (WATSON 1997; NEWTON 1979). So lag die Brutgröße (BG) im Berchtesgadener Land über einen Untersuchungszeitraum von 16 Jahren mit 1,04 bei $n = 13$ Brutpaaren deutlich unter den Ergebnissen einer 25-jährigen Erhebung (1970 - 1994) in Graubünden (BG = 1,23; $n = 107$ Brutpaare; HALLER 1996). Hauptbeutetier des Steinadlers in Graubünden ist das Murmeltier, das in der Schweiz jedoch auch einem gewissen Jagddruck ausgesetzt ist. Die positive Korrelation zwischen Bruterfolg bzw. Brutgröße und der Abundanz bzw. der Erreichbarkeit des jeweiligen Hauptbeutetiers ist für den Steinadler aus anderen Bereichen seines weltweiten Verbreitungsareals eindeutig belegt (WATSON 1997). Negative Auswirkungen auf die Nachwuchsrate beim Steinadler scheinen durch überhöhte Eingriffe beim Schalenwild im Alpenraum zumindest wahrscheinlich. Dies bedingt zwangsläufig auch, dass Steinadler bei sich ändernden Nahrungsverhältnissen – z.B. einer verminderten Erreichbarkeit von Gams durch starke Bejagung – verstärkt auf andere, z. T. auch geschützte Tierarten wie Rauhfußhühner zurückgreifen (z. B. HALLER 1996).

Ausblick

Für eine möglichst nachhaltige Sicherung des Steinadlerbestandes in den Alpen war die Entwicklung eines länderübergreifenden Maßnahmenkataloges in Form eines „Leitfadens“ unbedingt erforderlich. Dabei steht der überregionale Erhalt seiner wichtigsten Lebensräume und somit auch derjenigen seiner Beutetiere sowie die Sicherung von Siedlungsdichtezentren dieser Greifvogelart (= potenzielle Reproduktionszentren) im Vordergrund. In diesem Zusammenhang könnte ein Leitartenkonzept dem Naturschutz weitere wertvolle Argumentationshilfen

liefern. Lokale Schutzbemühungen sollten neben Dauerbeobachtungen zu Bruterfolg und Partnerwechsel vor allem auch jährliche Analysen von Beutetierresten aus beflogenen Steinadlerhorsten beinhalten. Diese geben einen qualitativen Einblick in Entwicklungen im Zusammenhang mit dem Beutetierspektrum (z. B. TJERNBERG 1981; COLLOPY 1983) und ermöglichen damit Aussagen zu möglichen Umweltveränderungen. Das möglichst schnelle Auffinden von Brut im Frühjahr spielt im Zusammenhang mit der Vermeidung von menschlichen Störungen im Horstbereich eine wichtige Rolle. Horstüberwachungen können in Einzelfällen, z. B. im Zuge von Abmachungen zwischen Schützern und Nutzern, entweder zur Erfolgskontrolle an besonders sensiblen Standorten adäquate Maßnahmen darstellen.

Dem Monitoring auf nationaler wie internationaler Ebene zur Abschätzung von Entwicklungen im Steinadlerbestand wie auch seiner Lebensräume wird zukünftig eine besonders wichtige Rolle zukommen. Ebenso ist die Bedeutung der Bereiche *Umweltbildung* und *Öffentlichkeitsarbeit* im Hinblick auf das Verständnis ökologischer Zusammenhänge und damit für die Sicherung eines vitalen Steinadlerbestandes in den Alpen einzuordnen. Dies zeigen erste Beispiele aus dem Bereich der anwendungsorientierten Umsetzung von Projektergebnissen.

Neue Fragestellungen bei kleinerem Maßstab

Die Arbeiten im Untersuchungsgebiet Berchtesgaden umfassten zunächst die Ermittlung der Habitateignung innerhalb ausgewählter Reviere und deren Abhängigkeit von der zeitlich wechselnden Lebensraumausstattung. Diese Methodik wurde auf Testgebiete innerhalb der Alpen angepasst und mit Hilfe lokaler Experten validiert. In diesem Zusammenhang ergeben sich neue Fragestellungen für weitere Analysen.

Tatsächliche Reviergrößen

Noch offene Fragen zur aktuellen Siedlungsdichte könnten möglicherweise durch einen Vergleich der dreidimensionalen Lebensraumausstattung in relativ „kleinen“, stark reliefierten Alpenrandrevieren mit derjenigen in „großen“, flach gewellten zentralalpiner Revieren aufgeklärt werden.

Ermittlung des potenziellen Bruterfolgs

Der Bruterfolg des Steinadlers hängt von einer Vielzahl von Einflussfaktoren ab. Neben innerartlichen Faktoren, wie dem „Einzeladlereffekt“ (JENNY 1992) wird der Einfluss von Störungen (z. B. LINK 1987, SCHÖPF 1989), Veränderungen im Nahrungsangebot (u. a. BEZZEL & FÜNFSTÜCK 1994, VOGLEY 1996, ZECHNER 1995, WATSON 1997) und der Witterung (HALLER 1996) diskutiert.

Durch Berücksichtigung der aktuellen Wilddichte in den Alpenregionen kann der Habitatfaktor „Nahrungspotenzial“ durch einen „Wilddichte-Faktor“ entsprechend modifiziert werden. Im direkten Vergleich der Regionen untereinander werden dann Unterschiede deutlich. Diese könnten Hinweise auf die räumliche Verteilung der

als Brutreserve umherziehenden Einzeladler geben, die sich v. a. im Spätwinter an Orten mit hoher Wilddichte und starker Lawinentätigkeit und dadurch einhergehender Häufung an Fallwild aufhalten.

Die Berücksichtigung klimatischer Einflussfaktoren, wie Niederschlagsmenge und Durchschnittstemperatur während der Brut- und Nestlingsphase oder ein Schneedeckenindex nach HALLER (1996), ist für die Ermittlung des mittleren Bruterfolgs ebenfalls vielversprechend.

Ableitung von Arealstruktur

Räume, die aufgrund einer aus Sicht des Steinadlers optimalen Lebensraumausstattung eine hohe Siedlungsdichte und einen überdurchschnittlichen Bruterfolg aufweisen, können als potenzielle „Kernräume“ der alpinen Population abgegrenzt werden. Sie können während pessimaler Zeiten als potenzielle Rückzugsräume und ggf. als Ausbreitungszentren dienen. Auf derartige Zusammenhänge weisen auch Untersuchungen von JENNY (1992) im Berner Oberland hin. Deren besondere Bedeutung für den Steinadler in den Alpen und mögliche Konsequenzen bezüglich Lebensraumschutz müssen hierbei diskutiert werden.

Für die Beantwortung der oben angesprochenen Fragen ist ein alpenweites GIS von entscheidender Bedeutung. Das Potenzial, welches ein Geographisches Informationssystem bei der Beantwortung wildbiologischer Fragen bietet, lässt sich zumindest bei hochmobilen Arten, wie dem Steinadler, erst dann voll ausschöpfen, wenn eine entsprechend großräumige Datenbasis für Analysen zur Verfügung steht. Zu sehr ist z. B. die Populationsdynamik des Steinadlers von überregionalen Phänomenen abhängig, wie dem Bruterfolg in anderen Alpenregionen, den Witterungsverhältnissen während der Brutphase oder einer großflächigen Schalenwildreduktion zum Schutz des Bergmischwaldes.

5 Danksagung

Das Steinadlerprojekt, seine Ergebnisse und Anwendungen im Naturschutz hätten ohne die großzügige Förderung durch die *Allianz Umweltstiftung* niemals realisiert werden können. Dafür sowie für die unbürokratische Abwicklung möchten sich die Mitarbeiter des „Steinadler-Teams“ am Nationalpark Berchtesgaden ganz herzlich bedanken. Darüber hinaus haben 60 Praktikanten und eine ganze Reihe von freiwilligen Helfern zum Gelingen des Projekts nicht unmaßgeblich beigetragen. Außerdem möchten wir allen Kooperationspartnern im Alpenraum für Ihre bereitwillige, freundschaftliche und fachlich kompetente Zusammenarbeit unseren Dank aussprechen. Wir alle hoffen, dadurch zum Schutz des Steinadlers im Alpenraum einen wichtigen Beitrag geleistet zu haben.

6 Literatur

- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Wiesbaden, Aula-Verlag, 1996. 715 pp.
- BAUMGARTNER, H. 1993: Störung von Wildtieren. Wildbiologie in der Schweiz. 6/20: 15pp.
- BEZZEL, E. 1976: Vogelarten der Alpen als Weiser naturnaher Lebensgemeinschaften. – Jb. Ver. Schutz f. Alpenpfl. u. -tiere 41: 9–23.
- BEZZEL, E. & PRINZINGER, R. 1990: Ornithologie. 2., völlig neubearb. U. erw. Aufl. – Stuttgart: Ulmer, 1990. 552 pp.
- BEZZEL, E. & FÜNFSTÜCK H.-J. 1994: Brutbiologie und Populationsdynamik des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) im Werdenfelser Land/Oberbayern. Acta ornithoecol. 3 (1): 5–32.
- BLASCHKE, T. 1996: DGM- und Habitatmodellierung mit Arc/Info als Grundlage von Biotopverbundplanung und Ressourcenmanagement. In: Tagungsband 4. Deutsche ARC/INFO Anwender-Konferenz (ESRI, ed.): 9–20.
- BLASCHKE, T. 1997: Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Bd. 243, 243 pp.
- BLASCHKE, T. 1998: Habitatanalyse und Modellierung mit Desktop-GIS – Neue Entwicklungen. Diskussionsgrundlage zur AGIT 1998. <http://www.geo.sbg.ac.at/agit.umwelt.htm>.
- BÖGEL, R. 1996: Untersuchungen zur Flugbiologie und Habitatnutzung von Gänsegeiern (*Gyps fulvus* HABLITZL 1783) unter Verwendung telemetrischer Meßverfahren. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 33/1996: 168 pp.
- BÖGEL, R. & R. EBERHARDT 1997: Modelle zur Bewertung von Thermik und dynamischen Hindernisaufwinden zur Beurteilung der Flugbedingungen für Großvögel. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX. Salz. Geogr. Mat., 26: 23–33.
- BORROUGH, P. A., R. van RIJN, M. RIKKEN 1996: Spatial Data Quality and Error Analysis Issues: GIS Functions and Environmental Modeling. In: GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues (M.F. Goodchild et. al., Hg. 1996): 29–34.
- BRENDEL, U. & d'OLEIRE-OLTMANN, W. 1996: Managementstrategien zum Schutz des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) in den Alpen. Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz-Materialien 1/96: 37–43.
- BRENDEL, U. 1998: Vögel der Alpen. Ulmer-Verlag/Stuttgart, Hohenheim 1998.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT & K. WIESMANN 1998: The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* as an indicator of key habitats in the European Alps. In: Proc. 22 Int. Ornithol. Congr., Durban. (N. J. Adams & R. H. SLOTOW (eds.)), Ostrich 69: 422.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT, K. WIESMANN-EBERHARDT & W. d'OLEIRE-OLTMANN 2000: Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht Nr. 45: 112 S.
- BRÜLL, H. 1977: Das Leben europäischer Greifvögel: ihre Bedeutung in den Landschaften. – 3., neubearb. u. erw. Aufl. – Stuttgart, New York: Fischer 1977: 315 S.
- CHANDLER, S. K., J. D. FRASER, D. A. BUEHLER, D. J. DEAN & J. K. D. SEEGAR 1992: Using a Geographic Information System to Analyse Bald Eagle *Haliaeetus leucocephalus* Habitat on the Chesapeake Bay, Maryland. In: Raptor Conservation Today (B.-U. Meyburg & R.D. Chancellor, Hg. 1994): 337–346.
- COLLOPY, M. W. 1983: A comparison of direct observations and collections of prey remains in determining the diet of Golden Eagles. J. Wildl. Manage., 47: 360–368.
- DEUTSCHER ALPENVEREIN, 2000: „Wohin geht die Reise?“ Alpentourismus im 21. Jahrhundert. Tagungsband der DAV-Naturschutzreferenten-Tagung 2000 in Oberstdorf: 70 S.
- DAVID, A. 1994: Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex*) in den Berchtesgadener Alpen. In: Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden (Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 1994): 75–110.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W. & SCHUSTER, A. 1993: Lebensraumanalysen für Birkhühner (*Lyrurus tetrix*) auf der Grundlage eines geographischen Informationssystems. Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz, Materialien 2/93: 71–77.
- EBERHARDT, R. 1996: Raumnutzung des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (L.) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Unveröff. Dipl. Arb. an d. Univ. Saarbrücken: 113 pp.
- EBERHARDT, R. 2001 a: Ökologisch orientierte Modellbildung zur potenziellen Schneedeckenverteilung im Biosphärenreservat Berchtesgaden. In diesem Band.
- EBERHARDT, R., R. BÖGEL, B. FRÜHWALD, A. LOTZ 1997: Modellbildung zur Raum- und Habitatnutzung terrestrischer Organismen am Beispiel von Steinadler und Gemse. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX. Salz. Geogr. Mat., 26: 47–58.
- EBERHARDT, R. & SLOTTA-BACHMAYR, L. 1998: GIS und Adler im Alpenraum. Netzwerkinfo Nr. 5. Dez. 1998: pp4.
- EBERHARDT, R., K. WIESMANN-EBERHARDT, U. BRENDEL & W. d'OLEIRE-OLTMANN, 2001b: GIS-Einsatz verbessert ein nachhaltiges Nebeneinander in den Alpen. 8. Deutschsprachige ESRI – Anwenderkonferenz, Proceedings – CD, München.
- ENDO, R. 2000: The Golden Eagle Project in Japan. Unveröff. Vortrag anlässlich des Workshops „Greifvögel“ in Berchtesgaden.
- ESTÈVE, R. & J. P. MATERAC, 1987: L'Aigle royal, *Aquila chrysaetos*, en Haute-Savoie: bilan et perspective. Nos Oiseaux 39: 13–24.
- FISCHER, W. 1976: Stein-, Kaffern- und Keilschwanzadler. Die Neue Brehm-Bücherei 500. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 220 S.
- FÖRDERREUTHER, M. 1980: Die Allgäuer Alpen. Land und Leute. 2. Aufl.: 525 pp.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U. 1971: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. (4): 637–675.
- HALLER, H. 1982: Raumorganisation und Dynamik einer Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos* in den Zentralalpen. Der Ornithologische Beobachter 79: 163–211.

- HALLER, H. 1988: Zur Bestandsentwicklung des Steinadlers *Aquila chrysaetos* in der Schweiz, speziell im Kanton Bern. *Der Ornithologische Beobachter* 85: 225–244.
- HALLER, H. 1996: Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. *Orn. Beob.*, Beiheft 9: 167 pp.
- INGOLD, R., SCHNIDRIG-PETRIG, R., MARBACHER, H. & PFISTER, U. 1993: Tourismus und Wild – Kurzfassung. Ein öko-ethologisches Projekt im Schweizer Alpenraum. Gruppe Ethologie und Naturschutz der Uni Bern, 1993. 17 pp.
- JENNY, D. 1992: Bruterfolg und Bestandsentwicklung einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. *Der Ornithologische Beobachter* 89 (1): 1–43.
- KLÖTZLI, F. 1989: Ökosysteme: Aufbau, Funktionen, Störungen. – 2., völlig überarb. Aufl. – Stuttgart: G. Fischer, 1989. 464 pp.
- KLUTH, S. 1998: Der Steinadler im Werdenfelser Land. *Vogelschutz* 2/99: 26–29.
- LINK, H. 1987: Einflüsse der landschaftlichen Gegebenheiten auf die Populationen von Greifvögeln und Eulen im Alpenpark Berchtesgaden. *Nationalparkforschung Berchtesgaden*, unveröff.: 191 pp.
- LUTZE, G. & WIELAND, R. 1997: Fuzzy in der Landschaftsforschung und -modellierung. In: *Modellbildung und Simulation im Umweltbereich*. (R. GRÜTZNER, ed.), Statusbericht: 233–247.
- LUTZE, G., R. WIELAND & A. SCHULTZ 1998: Habitatmodelle – Instrumente zur integrative Abbildung und Analyse von Lebensraumansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. *Diskussionsgrundlage zur AGIT 1998*. <http://www.geo.sbg.ac.at.agit.umwelt.htm>
- MARTINOT, J.-P. 1983. L'Aigle Royal (*Aquila chrysaetos*) Dans Le Département De La Savoie, Plus Particulièrement Dans Le Parc national De La Vanoise (France). *Trav. Sci. Parc nation*. XIII: 175–181.
- McLOED, D., WHITFIELD, P. & McGRADY, M., 2000: Predicting home range use by golden eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Biological Conservation*, 53 pp.
- MILLER, D. R. 1996: Knowledge Based Systems for Coupling GIS and Process-Based Ecological Models. In: *GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues* (M.F. Goodchild et. al., Hg. 1996): 231–234.
- MOSLER-BERGER, C. 1991: Gleitschirme, Deltasegler, Wildtiere. Eine Umfrage bei Wildhütern und Jagdaufsehern in 17 Schweizer Kantonen. *Infodienst Wildbiologie & Ökologie*, Zürich.
- MÜHLENBERG, M. 1989: *Freilandökologie*. 2. Aufl. – Heidelberg; Wiesbaden. Quelle & Meyer, 1989. 430 pp.
- NAEF-DAENZER, B. 1993: A new transmitter for small animals and enhanced methods of home range analyses. *J. Wildl. Manage.* 57 (4): 680–689.
- NIEDERWOLFSGRUBER, F. 1990: Über den Bestand des Steinadlers *Aquila chrysaetos* in Österreich. *Monticola* 67 (6): 127–130.
- NEWTON, I. 1979: *Population ecology of raptors*. – T. & A. D. Poyser Ltd, Berkhamsted, Hertfordshire, England. 399 pp.
- PLACHTER, H. 1990: Arten- und Biotopschutz. Arbeitsgemeinschaft Alpenländer ARGE ALP. Bericht über das internat. Symposium 27.3.–29.3.1990 in Garmisch-Partenkirchen: 233–290.
- PLACHTER, H. 1991: *Naturschutz*. Stuttgart: G. Fischer, 1991. 462 pp.
- SCHMID et al. 1998: *Brutvogelatlas der Schweiz*. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte Sempach. 574 S.
- SCHÖPF, H. 1989. Der Steinadler in den Bayerischen Alpen. *Laufener Seminarbeiträge*. 1/89: 57–59.
- SCHRÖDER, B. 1997: Fuzzy Logik und klassische Statistik – ein kombiniertes Habitatsignungsmodell für *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE, 1804) (Orthoptera: Tettigonidae). *Verhandl. d. Gesellschaft f. Ökologie*, Band 27: 219–226.
- SEEWALD, F. & OBEREDER, J. 1994: Gleitflugsport und Umwelt. Amt der Salzburger Landesregierung – Referat Naturschutzgrundlagen und Sachverständigendienst. Salzburg, 1994; 45 pp.
- SIEGRIST, D. 1998: Daten zu Tourismus und Freizeit. In: *Alpenreport*. Daten, Fakten, Probleme, Lösungsansätze. CIPRA-International (Hrsg.) – Bern; Stuttgart; Wien: Haupt 1 (1998), 473 pp.
- STEMMLER, C. 1955: *Der Steinadler in den Schweizer Alpen*. Selbstverlag. 337 pp.
- TJERNBERG 1981: Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding season in Sweden. *Holarctic Ecology* 4: 12–19.
- VOGELEY W. 1996. Zum Bruterfolg einer Steinadlerpopulation *Aquila chrysaetos* im Zentralalpenraum. *Der Ornith. Beob.* 93: 35–45.
- WATSON, J. 1997: *The Golden Eagle*: 374 pp.
- WIESMANN, K., U. BRENDEL & R. EBERHARDT 1999: Golden Eagle's distribution hot spots. Modelling population centers of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* for a long term conservation management in the European Alps. In: *Proc. Of the 2nd Int. Wildl. Manage. Congress*, Göddöllö, Hungary (1999).
- WORTON, B.J. 1989: Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home range studies. *Ecology* 70 (1): 164–168.
- YAMAZAKI, T. 1985: *Aquila chrysaetos*. Society for Research of Golden Eagle – Japan. No. 3, 1985. 47 pp.
- ZECHNER, L. 1995: *Siedlungsbiologie und Reproduktion des Steinadlers, Aquila chrysaetos*, in den südlichen Niederen Tauern (Steiermark). Unveröff. Diplarb. an der Univ. Graz: 119 pp.
- ZEITLER, A. 1995: *Ikarus und die Wildtiere*. Grundlagenstudie zum Thema Hängegleiten, Gleitsegeln und Wildtiere. Deutscher Hängegleiterverband e. V., Gmund 1995. 40 pp.

Anschrift der Autoren:

Dipl.-Biol. Ulrich Brendel
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83489 Bischofswiesen

Dipl.-Geogr. Rolf Eberhardt
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83489 Bischofswiesen

Dipl.-Geogr. Karin Wiesmann-Eberhardt
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83483 Bischofswiesen

Zwanzig Jahre zoologische Forschung im Nationalpark Berchtesgaden

Werner d'Oleire-Oltmanns

Einleitung

Forschung ist eine der international definierten Aufgaben von Nationalparks. Welcher Forschungsansatz gewählt und wie die Forschung umgesetzt wird bleibt dabei offen. Aus diesem Grund unternehmen junge Nationalparks erhebliche Anstrengungen, diese zentrale Frage in Tagungen zu klären. Einige Punkte sind jedoch klar. Die Forschung soll die Akzeptanz für das Schutzgebiet erhöhen und mit ihren Ergebnissen bei der Lösung von Managementfragen helfen. Zudem haben die Arbeiten im Umfeld der Forschung auch immer die Aufgabe eine Inventarisierung der im Gebiet vorkommenden Arten vorzunehmen und dienen als Grundlage für die Umweltbildung.

Wendet man diese Gedanken bei der Definition von Forschungsfragen im Bereich der Zoologie an, so galt es im Nationalpark Berchtesgaden Tierarten zu bestimmen, bei denen offene Managementfragen vorhanden waren. Obwohl im Nationalpark im Idealfall die Natur sich selbst überlassen bleiben soll, unterliegen diese Tierarten oftmals sehr speziellen Betrachtungsweisen, weshalb ich sie als „politische“ Arten bezeichnen möchte. Für die zu formulierenden Forschungsfragen war es deshalb von zentraler Bedeutung, das Problem und nicht die damit verbundene Sichtweise zu betrachten, da man sonst von vorne herein die Ergebnisse unseriös beeinflusst hätte. Wie wesentlich diese Vorgabe ist, wird klar, wenn man die ausgewählten Arten betrachtet. Natürlich gehören die drei Schalenwildarten Rothirsch (*Cervus elaphus*), Reh (*Capreolus capreolus*) und Gams (*Rupicapra rupicapra*) dazu, aber auch Fuchs (*Vulpes vulpes*) und Auerhuhn (*Tetrao urogallo*) oder der Borkenkäfer (*Ips typographus*). Von Seiten des Lebensraumes spielen für diese Arten viele Faktoren aus den Bereichen Naturausstattung und aktuelle Verteilung der notwendigen Attribute eine wichtige Rolle. Diese wiederum sind Ergebnis der Nutzungsmuster in historischer Zeit, wobei sie von den zum jeweiligen Zeitpunkt gegebenen wirtschaftlichen und sozialpolitischen Gegebenheiten beeinflusst wurden. Diese Verknüpfung zeigt deutlich, auf welcher „Bühne“ die aktuelle Rolle dieser „politischen“ Tierarten zu sehen ist und wie stark biologische Zusammenhänge von völlig anderen, nämlich aus dem menschlichen Nutzungs- und Wertesystem stammenden Faktoren überlagert werden. Sollen die Ergebnisse als Hilfestellung für Entscheidungen in Richtung „Mana-

gementmaßnahmen“ dienen, so ist die oben geforderte Neutralität bei der Betrachtung zwingend. Darüber hinaus unterliegen die Schlüsse, die aus den Ergebnissen gezogen werden, einem jeweils zu definierenden Betrachtungswinkel.

Der eher ökosystemare Ansatz bei der Betrachtung der Forschung im Nationalpark bekam seinen eigentlichen Nährboden durch das „Man and the Biosphere“ (MAB) 6 Projekt: „Der Einfluss des Menschen auf Hochgebirgs-ökosysteme“, mit dem deutschen Beitrag „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ (KERNER et al. 1991).

Der Ansatz:

Die im MAB-Projekt formulierte inhaltliche Veränderung zu früheren von der UNESCO initiierten Forschungsprogrammen wie dem Internationalen Biologischen Programm (IBP) liegt darin, dass bei der Betrachtung von Ökosystemen der Mensch als integraler Bestandteil mit einbezogen wird. Dieser Faktor spielt bei dem IBP-Projekt „Solling“ zumindest bei der zoologischen Fragestellung noch keine Rolle. Die Integration des Menschen in die Betrachtung von Ökosystemen stellte die Wissenschaft vor neue, zum Teil schwer lösbare Probleme, insbesondere wenn es um die Verknüpfung von soziokulturellen und naturwissenschaftlichen Fragen ging. Das viel zitierte „Messerliche Schema“ (Abb. 1) dient innerhalb des MAB-Projekts Berchtesgaden als eine zentrale Betrachtensebene. Bevor es jedoch zur Umsetzung dieses

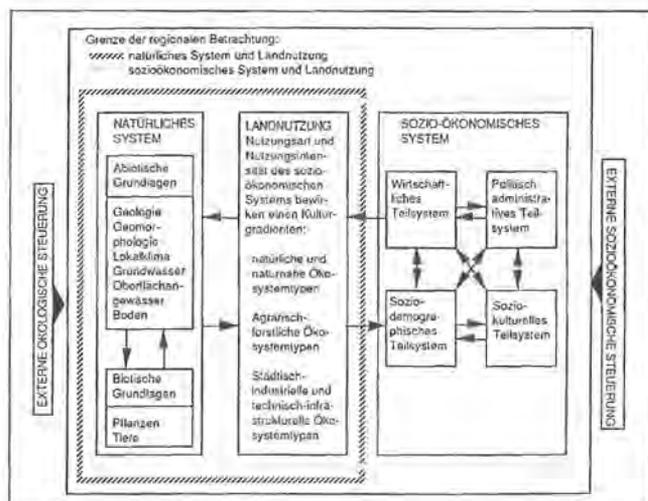


Abb. 1: Schema eines regionalen Mensch-Umwelt-Systems (nach MESSERLI und MESSERLI 1979, verändert); Erläuterung im Text.

Projektes kam, wurden in einer ersten Durchführbarkeitsstudie nach herkömmlichem Muster die Projekte interessierter Institutionen gesammelt. Da eine übergreifende Fragestellung oder Betrachtung bei diesem Ansatz jedoch fehlte, entschloss man sich, dieses Projekt „multidisziplinär“ zu nennen. Dieser Ansatz wurde zwei Beratungsfirmen zur Prüfung vorgelegt und danach verworfen. Dies führte dazu, dass man sich verstärkt mit der grundsätzlichen Frage auseinandersetzte, wie man angewandte Ökosystemforschung formulieren kann, mit dem Ziel, einen systematischen Ansatz für ein solches Projekt vorzulegen. Dabei ging es zunächst darum, die grundlegende Forschungsfrage zu definieren und die grundsätzliche Methode festzulegen, damit am Ende eine integrierende Synthese der Arbeiten stattfinden konnte. Bei dieser Methode entschied man sich, dass alle Daten soweit möglich mit einem räumlichen Bezug zu versehen sind. Um diesen räumlichen Bezug dokumentieren zu können, wurde ein Geographisches Informationssystem (GIS) als zentrales Dokumentations- und Auswertungswerkzeug für das Projekt festgelegt. Die für alle Fachbereiche zugrundeliegende Frage begann mit dem Halbsatz, „Wie beeinflusst das aktuelle Landnutzungsmuster die Verteilung der...“. Mit dieser Formulierung hat man die oben bereits angedeuteten Faktorenkomplexe bezüglich der geschichtlichen Nutzung berücksichtigt. Für die Zoologie sind also nur statt der „Punkte“ das Wort „Tiere“ oder „Tierarten“ einzufügen. Bei der Analyse der Ergebnisse vor dem Hintergrund dieser Fragestellung ergab sich stets die Frage nach der Verbesserung oder Verschlechterung, des betrachteten Faktors oder ob die Art durch die menschliche Nutzung gefördert, zurückgedrängt oder gar erst neu eingewandert sein konnte.

Durch die Verwendung des Raumbezugs mittels eines GIS und durch den Aufbau eines Zoologischen Informationssystems (Zoolis) (d'OLEIRE-OLTMANN et al. 1991) wurde die Voraussetzung geschaffen, dass alle Daten einen Zeit- und Raumbezug bekommen und so eine langfristige Dokumentation der Daten gesichert ist. Damit leisten die aktuellen Arbeiten aus der Zoologie bereits einen Grundbeitrag zur Dauerbeobachtung (Monitoring, Umweltbeobachtung).

Ergebnisse:

Die Ergebnisse der einzelnen Projekte sind in Berichten und Veröffentlichungen niedergelegt. Es kann nicht Sinn dieses zusammenfassenden Beitrags sein, diese Ergebnisse zu wiederholen. Aus diesem Grund wird versucht, an einzelnen exemplarischen Beispielen zu zeigen, wie hoch komplex sich die Wechselwirkungen innerhalb eines alpinen Ökosystems darstellen. Zunächst ist festzuhalten, dass es sehr zielführend war mit der grundsätzlichen Frage: „Wie beeinflusst das aktuelle Landnutzungsmuster die Verteilung der Tierarten“ an die Arbeit zu gehen. Die Auswirkungen der menschlichen Nutzung über die Jahrhunderte ist vielschichtiger und beeindruckender als man zunächst vermuten mag. So konnte HAMMELBACHER (1988) eindrucksvoll zeigen wie sich die Verteilung der verschiedenen Weberknechte (Opilio-

nes) im Gebiet Berchtesgaden darstellt. Die Arbeit zeigt sehr deutlich, dass eine Reihe von Weberknechtarten sicherlich erst durch die Besiedlung und die damit verbundenen Rodungsmaßnahmen eine Chance hatten in das Gebiet einzuwandern. Bei den Laufkäfern (Fam. Carabidae) konnte FÖRSTER (1987) zeigen, dass sich das Vorkommen der verschiedenen Arten in Abhängigkeit von der Höhe über NN deutlich verschiebt. Einige Arten verschwinden, andere tauchen auf und einige Waldarten besiedeln Offenlandschaften in der Almregion. Die Arbeit hat die Frage aufgeworfen, inwieweit die menschliche Nutzung für die eher die Talräume bewohnenden Arten eine Lebensraumerweiterung in Richtung größerer Höhen bewirkt hat. Diese sehr unklaren Verteilungsmuster der Laufkäfer waren auch für die Ausrichtung der weiteren Forschungsfragen nicht unbedeutend. Wenn man mit Arten arbeitet, deren ökologische Grundvoraussetzungen oder Grundansprüche nicht bekannt sind, so müsste man zunächst diese ökologischen Parameter im Rahmen der Grundlagenforschung bearbeiten. Danach könnten die für das Gebiet wichtigen Fragen beantwortet werden.

Dieses Beispiel zeigt, dass auch wenn man sich grundsätzlich der angewandten Forschung verschrieben hat, es unter bestimmten Bedingungen notwendig werden kann, einzelne Fragen aus dem Bereich der Grundlagenforschung beantworten zu müssen. Da bei den Laufkäfern – und ähnlich liegt der Fall bei anderen Insektengruppen, wie etwa bei den Schwebfliegen (HASLET, 1990) – eine direkte Notwendigkeit der Bearbeitung dieser Gruppen aus Fragen des Managements nicht vorgegeben war, wurde im weiteren auf eine vertiefende Bearbeitung verschiedener Gruppen verzichtet. Soweit dies möglich war blieb davon die Erfassung von Arten im Rahmen der Inventarisierung der vorkommenden Arten im Gebiet unberührt (VOITH 1987).

Eine andere Fragestellung lag bei der Bearbeitung der Murmeltiere (*Marmota marmota*; ARNOLD 1986) und bei den Bergpiepern (*Anthus spinoletta*) (MARKA 1994) zugrunde. Bei beiden Tierarten gab es gewichtige Hinweise, dass sie den Lebensraum nur bis zu einer gewissen Höhenlage nutzen können, da auf Grund der klimatischen Bedingungen ein Vordringen in niedrige Höhen ausgeschlossen zu sein schien. Das Projekt Murmeltier diente hauptsächlich einer grundlegenden Erforschung des Sozialverhaltens dieser Art. Auftraggeber war das Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie. Durch die Kooperation mit diesem Institut war es möglich, in einem Großprojekt einen Fragenkomplex vertieft zu bearbeiten.

Die Analyse der Verteilung von Tierarten ist bei vorwiegend nachtaktiven oder waldbewohnenden Arten ausgesprochen schwierig, es sei denn, die Tierart liefert so eindeutige Informationen, dass ohne invasive Methoden die Artengruppe bearbeitet werden kann. Ein hervorragendes Beispiel für die Chance der Bearbeitung mit nichtinvasiven Methoden ist die Gruppe der Singvögel (Passeriformes). SCHUSTER (1996) konnte auf eine Reihe von Fragen Antworten geben, die sich um die Nut-

zung des Lebensraums von Singvogel knüpfen. Sie schuf mit der Methode der Punkttaxation und der Auswertung der Ergebnisse über das entwickelte Geographische Informationssystem Verbreitungskarten für eine Vielzahl von Vogelarten. Dieser Ansatz, der erstmals durch BANSE (1985) getestet und methodisch von d'OLEIRE-OLTMANN (1987c) umgesetzt wurde, war für nachfolgende Forschungsfragen in Folge die zentrale Bearbeitungsbasis.

Neben dieser methodischen Grundidee der Auswertung spielte die Datenerfassung eine zentrale Rolle. In verschiedenen Projekten wurde die Methode der telemetrischen Erfassung von Aufenthaltsdaten verschiedener Tierarten erprobt und umgesetzt. Durch die eindeutige Kennzeichnung einzelner Individuen und das im Regelfall mehrjährige Sammeln von Daten über die Aufenthaltsorte der Tiere, konnten große Datensätze über einzelnen Individuen akkumuliert werden, die dann mit Hilfe des Geographischen Informationssystems raumbezogen analysiert wurden. Der entscheidende Vorteil und Wissensgewinn bei der Auswertung der Daten mit Hilfe des GIS, ist zum einen die genaue Analyse der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Individuen. Durch diese Information ist es mit dem GIS nun möglich Vorhersagen über die Nutzung anderer Bereiche in denen keine Untersuchungen stattgefunden haben zu machen. BERBERICH (1989) hat dies exemplarisch für den Rotfuchs gezeigt. Dabei war ein zentrales Ergebnis, dass die Wiesen in den Tallagen für den Fuchs als Nahrungsgebiet von zentraler Bedeutung sind. Dieses Ergebnis war besonders vor dem Hintergrund wichtig, dass im Normalfall (außer bei seuchenhaft erkrankten Tieren) der Rotfuchs im Nationalpark Berchtesgaden nicht bejagt wird. Es bestand die Sorge, dass sich dadurch eine größere Fuchspopulation aufbauen könnte, die dann wiederum Einflüsse auf die Waldhühner (Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Haselhuhn (*Bonasia bonasia*) und evtl. auch Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und die Tollwut haben könnte. Verknüpft man die Ergebnisse der Raumnutzung des Rotfuchses mit Ergebnissen aus dem Mäuseprojekt (TEMPELTHEDERAN 1989), zeigt sich, dass sich die Verbreitung der Schermaus (*Arvicola terrestris*) wesentlich mit den Hauptnahrungsgebieten des Rotfuchses überschneidet. Hieraus entwickelt sich eine spannende Wechselwirkung zwischen der Raumnutzung des Menschen, des Fuchses und der Schermaus. Die Schermaus ist ein Tier der Offenlandschaften und man kann vermuten, dass sie im Zuge der menschlichen Landrodung aus dem Salzbachtal kommend ins Gebiet eingewandert ist. Die Schermaus ist etwa vier bis fünf mal so schwer wie die anderen im Gebiet vorkommenden Mäusearten. Damit wird u. a. deutlich, warum die talnahen Wiesen für den Fuchs als Nahrungsquelle so außerordentlich attraktiv sind: Er hat ein ausgesprochen gutes Nahrungsangebot, wozu auch Schnecken (Kl. *Gastropoda*) und Regenwürmer (St. *Annelida*) beitragen. Zwei weitere für den Rotfuchs bedeutende Beutetiergruppen, die auf den fetten Wiesen ebenfalls einen guten Lebensraum vorfinden. Man kann also sagen, dass sich durch die menschliche Nutzung im Gebiet der Lebensraum für den Fuchs deutlich verbes-

sert hat. Vergleicht man dies mit Abschusszahlen für den Rotfuchs in großen Waldgebieten, wie etwa auf dem Balkan wird dieser Zusammenhang zusätzlich untermauert. Die Fuchsdichte liegt dabei in der Gemengelage zwischen Offenlandschaft und Wald deutlich höher als in großen Waldgebieten. Diese Aussage kann auf andere Tierarten und Tiergruppen grundsätzlich übertragen werden. Durch die Öffnung der großen Waldlandschaft kommt es zu ausgesprochen vielen Grenzflächen zwischen Wald und Offenlandschaft. Dies bedeutet eine größere Zahl unterschiedlicher Lebensräume und damit eine höhere Artenausstattung. Anders formuliert hat sich durch die menschliche Nutzung die Zahl der Tierarten im Gebiet zunächst erst einmal grundsätzlich erhöht. Natürlich gibt es hier auch „Verlierer“, nämlich die Bewohner großer Waldgebiete, wie etwa das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*).

Viel komplexer stellt sich die Frage bei der Lebensraumnutzung durch die Schalenwildarten dar. Die Arbeiten von BERBERICH (1990), MÜLLER (1994) sowie BÖGEL et al. (2000), FRÜHWALD (1997), HÄRER (1999) und LOTZ (1997) seien in diesem Zusammenhang gemeinsam betrachtet. Bei den untersuchten Rehen (*Capreolus capreolus*) ist nicht klar auseinanderzuhalten, ob die Tradition, die von der Geiss auf das Kitz übertragen wird, ein zentraler Grund für die Verteilung der Tiere ist, oder ob diese Tierart so flexibel ist, dass sie sich generell an sehr unterschiedliche Lebensbedingungen anpassen kann. Hierzu war auch die Zahl der besenderten Tiere nicht groß genug. Beim Rotwild (*Cervus elaphus*) stellte sich die Frage, wie die Tiere das Lebensraum Angebot nutzen. Nutzen sie das Angebot nach ihren artspezifischen Präferenzen oder ist das Nutzungsmuster eine direkte Folge der Bejagung und anderer menschlicher Einflüsse? Bei der Gams (*Rupicapra rupicapra*) dagegen bekommt man den Eindruck, dass diese Tierart zwar einen weitgehend natürlichen Lebensraum im Nationalpark vorfindet und das Gebiet grundsätzlich nach ihren Bedürfnissen nutzt, als nach den durch menschliche Überprägung veränderten Einflüssen. Dies wird unterstützt durch aktuelle Arbeiten zur frühgeschichtlichen Verbreitung der Gams in der Schweiz, oder durch die Betrachtung der Lebensraum-muster nahverwandter Arten wie dem Serau (*Capricornis sumatraensis*) in Ostasien. Generell bleibt jedoch die Frage offen, inwieweit die massiv durch den Menschen überprägte mitteleuropäische Landschaft Auswirkungen auf die Organisation und Verteilung dieser Tierarten hat. An diese Fragestellung hängen sich natürlich eine Fülle von weiteren Fragen zu Problemen oder vermeintlichen Problemen, die es mit diesen Tierarten gibt. Wissen wir eigentlich wie sich das natürliche Raumnutzungsverhalten und damit verbundene Sozialverhalten in Naturlandschaften darstellt? Diese Frage stellt sich, nachdem über die Nutzung des Lebensraums durch das Rotwild in einem chinesischem Schutzgebiet (Shang Bai Shan) im Rahmen einer Zusammenarbeit erste Erfahrungen gemacht wurden. In dem großen, geschlossenen Urwaldgebiet (2000 km²), das auf Grund von religiösen Vorbehalten niemals genutzt werden durfte, deutet

sich an, dass durch die Nutzungsmuster, wie wir sie über unsere Landschaft gelegt haben sich die Verhaltensstrukturen beim Rotwild deutlich verändert haben.

Die bei einer Reihe von Arten im Laufe der letzten 20 Jahre erprobte Entwicklung von Habitatmodellen von Tierarten war eine zentrale Fragestellung, die in einer Vielzahl von Projekten genutzt und weiterentwickelt wurde. Wissenszuwachs und neue Rechnergenerationen ermöglichen heute eine hochdifferenzierte Analyse von Lebensraummustern unterschiedlicher Tierarten. Diese Ergebnisse, verknüpft mit anderen Datengrundlagen, können zu differenzierten Analysen über die Wechselwirkung zwischen Tierarten und ihrem Lebensraum herangezogen werden. Dies wurde am Beispiel der Verknüpfung der Daten der Waldinventur (RALL 1990) und der Habitatnutzung von Gams durch BÖGEL (2001) in dem Projekt „Lebensraumsprüche der Gemse in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus“ dargelegt. Dadurch ist eine Grundlage für Managemententscheidungen geliefert worden, wie sie in dieser Differenziertheit bisher noch nicht gegeben war.

In vergleichbarer Art und Weise wurde die Analyse der Lebensraumstruktur für den Steinadler (*Aquila chrysaetos*) durch EBERHARDT (1997) aufgebaut. Bei Tierarten, über deren ökologische Ansprüche wir Grundkenntnisse haben, sind wir in der Lage, entsprechend differenzierte Aussagen über deren Nutzungsmuster sowie über ihre ökologischen Ansprüche zu machen, so dass wir diese in Managementempfehlungen umsetzen können. Der schwierigste Schritt in diesem Zusammenhang ist die Diskussion und Festlegung der Kriterien, die wir aufgrund der Vorgaben umsetzen wollen, die ein Nationalpark oder ein Schutzgebiet haben. Das Beispiel Gams und Auerhuhn kann als ein solches Problemfeld herangezogen werden. In den nördlichen Kalkalpen ist die Gams das wichtigste Beutetier für den Steinadler. Auf Grund der Schutzziele für den Nationalpark Berchtesgaden ist ein artenreicher Bergmischwald als Zielvorgabe festgelegt. Es geht nun darum, sowohl die ökologischen Ansprüche beider Tierarten wie auch das Ziel eines artenreichen Bergmischwalds abzuwägen und ausgewogen zu fördern. Daraus entsteht Diskussionsbedarf über die Art und Weise des Managements im Nationalpark.

Ein weiteres Beispiel dafür ist die Wechselwirkung zwischen dem Auerhuhn (EBERHARDT 1999) und den Ansprüchen, die sich sowohl aus der Vorgabe ergeben, einerseits die Waldweide möglichst schnell zu beenden gleichzeitig dem Verschlechterungsgebot der FFH- und Vogelschutzrichtlinie nachzukommen. Ein hochdifferenziertes Lebensraummodell für das Auerhuhn kann als Grundlage für eine sachgerechte Entscheidung dienen.

Ein Projekt, bei dem die erzielten Ergebnisse bereits voll in Handlungsempfehlungen umgesetzt werden konnten

ist das Steinadlerprojekt der Allianz Umweltstiftung. In Zusammenarbeit mit dem Deutschen Hängegleiterverband (DHV) und allen den Luftraum mit Hubschraubern nutzenden Organisationen wurde ein Konzept umgesetzt, durch welches Störungen zur Brutzeit minimiert wurden (BRENDDEL et al. 2000). Dieser Ansatz ist ein Beispiel für die Chancen, wie durch die Forschung Fachwissen entsteht, welches zusammen mit den „Nutzern“ dazu verwendet wird, eine Optimierung der gesamten Situation zu erzielen. Im Gebiet Berchtesgaden gab es seit Jahren – trotz gleichbleibender Nutzungsdensität – keinen Brutabbruch beim Steinadler, dessen Ursache durch Aktivitäten der „Nutzern“ ausgelöst worden wäre.

Die cursorische und exemplarische Darstellung einzelner Forschungsergebnisse und ihre Auswirkungen für die Arbeit im Nationalpark Berchtesgaden sollte die Möglichkeiten des Ansatzes darstellen, weist aber automatisch auch auf grundsätzliche offene Fragen hin. Immer wieder gestellte Fragen sind der Einfluss menschlicher Störungen auf Tierarten und die sich daraus ergebenden notwendigen Managementmaßnahmen. Dies betrifft sowohl die Besucherlenkung auf der einen Seite sowie die große Frage, was passiert, wenn man in einer mitteleuropäischen Kulturlandschaft das Experiment wagt, die Natur „sich selbst zu überlassen“. Diese Fragen sind für sich allein einzeln in einem einzigen Schutzgebiet nicht zu beantworten, weshalb es von großer Bedeutung ist, die Zusammenarbeit mit anderen Schutzgebieten im Alpenraum als auch anderer Regionen zu pflegen. In diesem Rahmen ist die Diskussion über den Forschungsansatz und die Interpretation der Forschungsergebnisse zu führen. Wenn man die gute Zusammenarbeit zwischen dem Schweizerischen Nationalpark und dem Nationalpark Berchtesgaden als beispielhaft heranzieht, so weisen die Ergebnisse bei der Schalenwildforschung darauf hin, dass unterschiedliche Managementmaßnahmen durchaus möglich erscheinen. Hier zeigt sich, wie Vorgaben für den Schutzzweck eines Nationalparks sich auswirken. In der Schweiz wurde konsequent seit 80 Jahren der Schutzzweck „Natur sich selbst überlassen“, umgesetzt und kein Schalenwildmanagement im Nationalpark durchgeführt. In Berchtesgaden sind die Aufgaben durch die Verordnung anders festgelegt und die Auswirkungen sind ein relativ intensives Schalenwildmanagement.

Welcher Weg der zielführende und langfristig richtige ist kann nur durch Projekte wie z. B. BÖGEL (2001) gelernt werden. Forschung in Nationalparks dient also neben den angesprochenen Aspekten zentral auch dazu, die Vorgaben welche aus dem politischen Umfeld für den Nationalpark vorgegeben wurden, auf ihre ökologische Sinnhaftigkeit zu überprüfen und gegebenenfalls Vorschläge für Alternativen zu formulieren.

Literatur

- ANONYMUS, PROJEKT BETREUUNG: HOFFMANN R. (1992): Nahrungsaufnahme, Entwicklung und Verhalten von Larven des Flussbarsches, *Perca fluviatilis* im Königssee.
- ARNOLD, W. (1986): Ökosozioökologie des Alpenmurmeltieres (*Marmota marmota* LINNÉ, 1758). Dissertation Ludwig Maximilian Universität.
- ASHDOWN, M., & SCHALLER, J. (1990): Geographic information systems and their application in MAB-projects, ecosystem research and environmental monitoring. MAB-Mitteilungen 34, 250pp.
- BANSE, G. (1985): Szenario Olympische Winterspiele. Ornithologische Bewertung von Nutzungstypen. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 10 pp.
- BANSE, G. (1985): RN-Typenbewertung Singvögel. Testgebiet Jenner. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 6pp.
- BAUMGARTNER, K. (1989): Beiträge zur Lebensraumnutzung des Alpenschneehuhns im Nationalpark Berchtesgaden Testgebiet Jenner. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- BÄRTGES C., SEEGER T. (1987): Vergleichende Gewässeruntersuchung am Wimbach und einem Seitenzufluss, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- BÄRTGES C. (1988): Limnologische Untersuchungen an drei subalpinen Seen im Nationalpark Berchtesgaden unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- BERBERICH, W. (1986): Untersuchungen am Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.) im Nationalpark Berchtesgaden. Aktivitätsrhythmik, Baustrukturanalyse, Raumnutzung. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11, 45pp.
- BERBERICH, W. (1988): Untersuchungen zur Raumorganisation und zur Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*, L.) im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, 138pp.
- BERBERICH W. (1988): Untersuchungen zur Raumorganisation und zur Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L.) im Alpenpark Berchtesgaden. Abt. Wirbeltiermorphologie der Uni. Heidelberg.
- BERBERICH, W. (1989): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 17, 68pp.
- BERBERICH, W. (1990): Raumnutzung des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden unter Verwendung der im geographischen Informationssystem nutzbaren Datenstrukturen und Erarbeitung von Auswertungsstrategien für Habitatanalysen in der Zoologie. Nationalpark Berchtesgaden, 73pp.
- BERBERICH; W. (1992): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Untersuchungen der Lebensraumsprüche und der Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) im Alpenpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 17/1989, 2. Aufl.: 71pp.
- BIBELRIETHER J. (1987): Untersuchung zum Wirtszklus von *Apatemon Cobitidis* v. Linstow. Dissertation Uni. München, Fak. f. Tiermedizin.
- BIBELRIETHER J. (1988): Lokale Koppen-Populationen und ihre Parasiten im Königssee. Inst. f. Zoo. u. Hydrobio., Fak. F. Tiermedizin.
- BLASCHKE, T. (1998): Habitatanalyse und -modellierung mit Desktop-GIS, AGIT.
- BOCK, W. (1986): Die Lebensraumnutzung des Dachses (*Meles meles*) – erste Ergebnisse aus dem Raum Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11, 51pp.
- BOCK, W. (1988): Schlußbericht zum Forschungsvorhaben „Ökologische Untersuchungen der Kleinraubtiere im Nationalpark Berchtesgaden, Teil 1“. Nationalpark Berchtesgaden, 41pp.
- BOCK, W. (1988): Untersuchungen zur Lage und zum Mikroklima von Dachsbauen (*Meles meles*). Z. Jagdwiss. 34, 152pp.
- BÖGEL, R. (1987): Radiotelemetrische Untersuchungen am Gänsegeier. Diplomarbeit Math.-Nat. Fak. Univ. Ulm, 123pp.
- BÖGEL, R. (1988): Schlussbericht über vorbereitende Untersuchungen zur Wiedereinbürgerung des Bartgeiers im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, 26pp. und Anhang.
- BÖGEL, R. (1989): Untersuchungen zur Biologie und Raumnutzung des Gänsegeiers (*Gyps fulvus*). In: MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeiern. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Nr. 18, 147pp.
- BÖGEL, R. (1990): Telemetrieprojekte im Nationalpark Berchtesgaden, Manuskript.
- BÖGEL, R. (1990): Stand der Forschungsarbeiten in Berchtesgaden. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (ed.) Bartgeier-Bulletin 12: 48pp.
- BÖGEL R. (1991): E+E-Vorhaben: Entwicklung und Erprobung Automatischer Telemetrieanlagen zur Standortbestimmung von Tieren (1. Zwischenbericht, Stand 1.8.91).
- BÖGEL, R. (1991): Einsatzmöglichkeiten der Telemetrie zur Überwachung ausgewilderter Bartgeier – eine Methodenabwägung. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (ed.): Bartgeier-Bulletin 13: 46pp.
- BÖGEL, R. (1991): Automatic Radio-Tracking. Proceedings of the International Colloquium „Radio-telemetry for Tracking Terrestrial Vertebrates“, Parc National du Mercantour/CLS-ARGOS/IBM France. Monaco, 12.-13. Dezember 1988.
- BÖGEL R. (1992): E+E-Vorhaben: Entwicklung und Erprobung Automatischer Telemetrieanlagen zur Standortbestimmung von Tieren (2. Zwischenbericht, Stand 1.8.92).
- BÖGEL R. (1993): Erstellen von Vogelverbreitungskarten im Hinblick auf mögliche Klimaveränderungen in den Alpen (Zwischenbericht April 1993).
- BÖGEL, R. (1993): Flugbiologische Anpassung des Gänsegeiers (*gyps fulvus*) an den alpinen Lebensraum. In: PFANNENSTIEL, H.-D.: Kurzpublikationen der 86. Jahresversammlung der Deutschen Zoologischen Gesellschaft. Fischer Verlag, Stuttgart, 4pp.
- BÖGEL R. (1994): E+E-Vorhaben: Entwicklung und Erprobung Automatischer Telemetrieanlagen zur Standortbestimmung von Tieren (Stand 1.4.94, 3. Zwischenbericht).

- BÖGEL, R. (1994): Marking und Telemetry. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (ed.): Bartgeier-Bulletin 15: 32pp.
- BÖGEL, R. (1994): Measuring Locations and Flight Altitudes of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) by an Automatic Telemetry System. In: MEYBURG, B.-U. & CHANCELLOR R.D. (eds.): Raptor Conservation Today. WWGBP/The Pica Press, London, 333pp.
- BÖGEL R. (1995): Weiterentwicklung telemetrischer Pfeilverfahren und Erprobung an freifliegenden Gänsegeier – Abschlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- BÖGEL R. (1996): E+E-Vorhaben: Einsatz automatischer Telemetriesysteme zur Untersuchung der raum-zeitlichen Nutzungsmuster der Gams im Nationalpark Berchtesgaden – 1. Zwischenbericht, Stand 31.8.96.
- BÖGEL, R. (1996): Bestandsentwicklung und Flugbiologie einer Gänsegeierkolonie (*Gyps fulvus*) am Alpennordrand. In: Greifvögel und Eulen Österreichs: Faunistik – Forschung – Schutz, Berichte der 2. Tagung zum Thema „Greifvögel und Eulen Österreichs“, Salzburg, 12.–14. November 1994. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 105pp.
- BÖGEL, R. (1996): Untersuchungen zur Flugbiologie Habitatnutzung von Gänsegeiern (*Gyps fulvus* HABLITZL 1783) unter Verwendung telemetrischer Meßverfahren. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 33/1196: 168pp.
- BÖGEL R. (1997): E+E-Vorhaben: Einsatz automatischer Telemetriesysteme zur Untersuchung der raum-zeitlichen Nutzungsmuster der Gams im Nationalpark Berchtesgaden – 2. Zwischenbericht, Stand 31.8.97.
- BÖGEL R. (1998): E+E-Vorhaben: Einsatz automatischer Telemetriesysteme zur Untersuchung der raum-zeitlichen Nutzungsmuster der Gams im Nationalpark Berchtesgaden – 3. Zwischenbericht, Stand 15.7.98.
- BÖGEL, R. (2001): Lebensraumsprüche der Gemse in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus im Nationalpark Berchtesgaden untersucht mit telemetrischen Methoden. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 35, 240pp + CD-Rom.
- BÖGEL, R. & BURCHARD, D. (1992): An air pressure transducer for telemeterin flight altitude of birds. In: PRIEDE, I.G., & S.M. SWIFT (eds.): Wildlife Telemetry. Ellis Horwood, London, 100–106pp.
- BÖGEL, R. & EBERHARDT, R. (1997): Modelle zur Bewertung von Thermik und dynamischen Hindernisaufwinden zur Beurteilung der Flugbedingungen für Großvögel. In DOLLINGER F. & STROBL: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX, Tagungsberichte der AGIT '97. Salzburger Geographische Materialien 26: 23–33pp.
- BÖGEL, R., FRÜHWALD, B., LOTZ, A., WALZER, C. (1998): Habitat Use and Population Management of Chamois (*Rupicapra rupicapra*) in Berchtesgaden National Park. Proceedings of the 2nd World Conference on Mountain Ungulates, Saint Vincente, Italien, 5.–7. Mai 1997; publiziert in Collana Scientifica Parco Nazionale Gran Paradiso n° 1/98: 13–22pp.
- BÖGEL, R., KARL, E., PRINZINGER, R. & C. WALZER 1998: Die Reaktion der Herzfrequenz auf Silvesterfeuerwerk bei einem freifliegenden Gänsegeier (*Gyps fulvus*). Ecology of Birds 20: 321–325.
- BÖGEL, R., LOTZ, A., FRÜHWALD, B., WALZER, C., d'OLEIRE-OLTMANNNS W. (1999): Raumnutzung, Habitatwahl und GIS-gestützte Modelle zur Habitateignung der Gemse *Rupicapra rupicapra* (L.) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 29, 173–184.
- BÖGEL, R. & MÄCK, U. (1986): Bericht über die Bartgeier-Wiedereinbürgerung im Rauristal. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (ed.): Bartgeier-Bulletin 8: 2–6pp.
- BÖGEL, R. & MÄCK, U. (1986): Wiedereinbürgerung des Bartgeiers in den Alpen. Rundbrief der World Working Group on Birds of Prey & Owls 5: 3–4pp.
- BÖGEL, R. & MÄCK, U. (1987): Tätigkeits- und Ergebnisbericht über die Betreuung des WWF-Projektes Nr. 1657. Pilotfreilassung der Bartgeier im Rauristal. Juni bis Dezember 1985. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 26pp. und Anhang.
- BÖGEL, R., MÄCK, U., d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987): Der Gänsegeier (*Gyps fulvus fulvus* HABLITZL 1793) im Alpenraum – Öko-ethologische Untersuchungen im Rahmen eines WWF-Projekts, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) 15, 152pp.
- BÖGEL, R., MÄCK, U., d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1988): Radiotelemetrische Untersuchungen an Gänse- und Bartgeiern (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus*) in den Alpen. Proc.int.100. DO-G Meeting, Current Topics Avian Biol., Bonn.
- BÖGEL, R. & MÄCK, U. (1989): Öko-ethologische Untersuchungen im Rahmen des Pilotprojekts zur Wiederansiedlung des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) in den Alpen. In: MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeiern. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Nr. 18, 147pp.
- BÖGEL, R., MÄCK, U., d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1990): Radiotelemetrische Untersuchungen an Gänse- und Bartgeiern (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus*) in den Alpen. In: v.d. ELZEN, R., SCHUCHMANN, K.-L., SCHMIDT-KOENIG, K.: Current Topics in Avian Biology: 201–210pp.
- BÖGEL, R. & d'OLEIRE-OLTMANNNS; W. (1991): Radiotagging and radiotracking of released Bearded Vultures in the Alps – an evaluation of methods: *Gypaetus Barbatus*-Bulletin Nr. 13, 43–46pp.
- BÖGEL, R., d'OLEIRE-OLTMANNNS, W., FRANZ, H.P. (1995): An Integrated System for Resource Inventory, Wildlife Monitoring and Management Using GIS, GPS and ADF-Telemetry Techniques. In: BISSONNETTE; J.A. & P.R. KRAUSMANN: Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future. Proceedings of the 1st International Wildlife Management Congress, San Jose, September 1993. The Wildlife Society, Bethesda, USA, 551–555pp.
- BÖGEL, R., A. LOTZ & G. HÄRER (2001): Lebensraumsprüche der Gemse (*Rupicapra rupicapra*) in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus im Nationalpark Berchtesgaden untersucht mit telemetrischen Methoden. Abschlussbericht zum E+E-Vorhaben Kap. 1602 Tit. 89211, Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg 2001, 236 pp.
- BOLLER F. (1985): Diploden als Streuer-setzer in einem Lärchenwald. Universität Bayreuth, Forschungsbericht.
- BRENDEL, U. (1993): Erstellung von Verbreitungskarten im Hinblick auf mögliche Klimaänderungen in den Alpen. Zwischenbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden: 38 S.

- BRENDEL U., MINGOZZI T., d'Oleire Oltmanns W. (1994): 2nd scientific report of the „Futuralp“-Project (1993).
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1994): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 1. Zwischenbericht.
- BRENDEL U., MINGOZZI T., d'Oleire Oltmanns W. (1994): Final report of the „Futuralp“-Project (1994).
- BRENDEL, U., T. STEHPAN & CH. WISSEL (1994): Ein Modell zur Abschätzung des Auslöschungsrisikos von *Alectoris graeca* im Nationalpark Berchtesgaden. Proceedings zur GFÖ-Tagung in Frankfurt 1994.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1995): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 2. Zwischenbericht.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1996): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 3. Zwischenbericht.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1996): Managementstrategien zum Schutz des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) in den Alpen. Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz – Materialien I/96: 37–43.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1997): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 4. Zwischenbericht.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1998): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 5. Zwischenbericht.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT & K. WIESMANN (1998): The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* as an indicator of key habitats in the European Alps. In: Proc. 22 Int. Ornithol. Congress, Durban (N. J. ADAMS & R. H. SLOTOW (eds.)), Ostrich 69: 422.
- BRENDEL, U. (1998): Vögel der Alpen. Ulmer-Verlag / Stuttgart, Hohenheim 1998: 275 S.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (1999): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 6. Zwischenbericht.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT & K. WIESMANN (1999): Conservation of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the European Alps – A combination of education, cooperation and modern techniques. Proc. Rapt. Res. Found. Annual Meet. 1999 in La Paz, Mexico.
- BRENDEL, U. (1999): A Geographic Information System (GIS) as a tool to identify potential distribution centers of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the European Alps – A combination of education, cooperation and modern techniques. Proc. Rapt. Res. Found. Annual Meet. 1999 in La Paz, Mexico.
- BRENDEL, U. (1999): Der Steinadler im Berchtesgadener Land. Vogelschutz 4/99: 22–23.
- BRENDEL, U. (1999): Noch immer tötet Kain den Abel. Nationalparkzeitung 1999/1, Nr. 5: 16–17.
- BRENDEL, U. (2000): Kooperation zum Schutz des Steinadlers in Südtirol. Academia 21/2000: 33–35.
- BRENDEL U., d'OLEIRE-OLTMANN S W. (2000): Entwicklung eines Leitfadens zum Schutz des Steinadlers in den Alpen – 7. Zwischenbericht.
- BRENDEL, U., EBERHARDT, R., WIESMANN-EBERHARDT, K. & W. d'OLEIRE-OLTMANN S (2000): Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (L.) in den Alpen. Forschungsbericht Nr. 45, 112 S.
- BRENDEL, U. (2000): Trend- und Natursportarten in Naturschutzgebieten. In: Tagungsband zur Tagung „Trend- und Natursportarten in den Wissenschaften“ (31.3.–1.4.2000) an der Johannes-Gutenberg-Universität (Hrsg.) in Mainz, Verlag Czwalina.
- BRENDEL, U. (2000): Lufsport und Naturschutz – Erfahrungen aus dem UNESCO-Biosphärenreservat Berchtesgaden. In: Tagungsband zur Tagung „Luftsport und Naturschutz“ (26.–28. Oktober 2000) des Deutschen Aero Clubs und des Bundesamtes für Naturschutz (Hrsg.) in Braunschweig. BTE Berlin.
- BRENDEL, U. (2001): Projekt „Steinadler-Monitoring“. Schlussbericht 2001, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 13 S.
- BURROUGH, P.A. (1986): Principles of geographical information systems for land resource assessment Oxford University press, Oxford.
- BUSTAMANTE, J., BÖGEL, R., d'OLEIRE-OLTMANN S, W. (1994): Predictions derived from a Population Viability Analyses of the Captive Bearded Vulture Population and the Population Released in the Alps. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (ed): Bartgeier-Bulletin 15. 35–40pp.
- BUSTAMANTE, J., BÖGEL, R., d'OLEIRE-OLTMANN S, W. (1995): Viabilidad de la Población de Quebrantahuesos reintroducida en los Alpes. Quercus, 10–13pp.
- DAVID, A. (1990): Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* Linne 1758) in den Berchtesgadener Alpen. Diplomarbeit im Fachbereich III der Technischen Universität Braunschweig 86pp.
- DEUTSCHES MAB-NATIONALKOMITEE (1983): Ziele, Fragestellungen und Methoden. Ökosystemforschung Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen 16pp.
- DEUTSCHES MAB-NATIONALKOMITEE (1984): Szenarien und Auswertungsbeispiele aus dem Testgebiet Jenner. Ökosystemforschung Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen 17pp.
- EBERHARDT, R. (1996): Raumnutzung des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (L.) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Dipl.Arbeits. Univ. Saarbrücken: 113pp.
- EBERHARDT, R. (1999): GIS-gestütztes Habitatsignungsmodell für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Unveröffentlicht Nationalparkverwaltung Berchtesgaden 57pp.
- EBERHARDT, R., BÖGEL, R., FRÜHWALD, B., LOTZ, A. (1997): Modellbildung zur Raum- und Habitatnutzung terrestrischer Organismen am Beispiel von Steinadler und Gemse. In: DOLLINGER, F., & STROBL, J.: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung IX, Tagungsberichte der AGIT 97. Salzburger Geographische Materialien 26: 47–58pp.
- EBERHARDT, R. & U. BRENDEL (im Druck): Die Alpen im GIS – Neue Perspektiven für Ökologie und Planung. Proc. 14. ESRI-European-User-Konferenz 1999.
- EBERHARDT, R. (1999): GIS – gestütztes Habitatsignungsmodell für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Abschlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 29 S.

- ELSNER-SCHACK, I.v. (1982): Populationsökologie von Gams. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 34pp.
- FILLI, F., SCHUSTER, A., ROBIN, K. (1998): GIS-gestützte Darstellung der Verbreitung von Singvögeln im Schweizerischen Nationalpark. – *Orn. Beob.* 95/4: 249–258pp.
- FÖHRENBACH, H. (1984/85): Anmerkungen zu verschiedenen Home-Range-Berechnungsmethoden am Beispiel von Steinmardern, *Martes foina* (Carnivora, Mustelidae). Säugetierkundl. Mitteilungen 32, 49–53pp.
- FÖHRENBACH, H. (1986): Marder im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11, 52–56pp.
- FÖHRENBACH, H. (1987a): Untersuchung zur Ökologie von Baum- und Steinmarder im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 73 + XIIpp.
- FÖHRENBACH, H. (1987b): Untersuchungen zur Ökologie des Steinmarders im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Dissertation Univ. Heidelberg. 90 + XIIIpp.
- FRANZ, H.P. (1985): Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB). Stand, Entwicklung, Ergebnisse und Ausblick. MAB-Mitteilungen 18, 1–197pp.
- FRANZ, H.P. (in press): Die Natürlichkeitsgrade der Fließgewässer im Nationalpark Berchtesgaden und seinem Vorfeld – ermittelt mit Hilfe eines Geographischen Informationssysteme.
- FRANZ, H.P. & d'OLEIRE-OLTMANN, W. (1988): Fachbereichsbericht Zoologie. Teil A: Kurzfassung der Methoden. MAB-Forschungsbereich 6. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 39pp.
- FRÜHWALD, B. (1997): Habitatnutzung der Gemse (*Rupicapra rupicapra* L. 1758) im Nationalpark Berchtesgaden. Unveröff. Dipl. Arb. an der Univ. Bayreuth: 95pp.
- FRÜHWALD B. (1998): Abschlussbericht zum Werkvertrag im E+E – Vorhaben: Einsatz automatischer Telemetriensysteme zur Untersuchung der raum-zeitlichen Nutzungsmuster der Gams im Nationalpark Berchtesgaden.
- FUCHS, M. (1989): Wünsche des Naturschutzes an Forschung und Hochschulen Laufener Sem.beitr. 2/89, 21–32pp.
- GALL M. (1995): Erhebung und Bewertung ornithologischer Daten in der kommunalen Landschaftsplanung – mit Beispielen aus dem Biosphärenreservat Berchtesgaden, Diplomarbeit im Fach Geographie an der Justus-Liebig-Universität.
- GERSTMEIER R. (1984): Nahrungsökologische Untersuchung an Fischen im Nationalpark Berchtesgaden. Zoologische Staatssammlung.
- GERSTMAIER R. (1988): Die quantitative Erfassung benthalear Chironomiden (Diptera) des Königssees Abschlußbericht.
- GROSSMANN, W.-D., Schaller J., Sittard, M. (1984): „Zeitkarten“: eine neue Methodik zum Test von Hypothesen und Gegenmaßnahmen bei Waldschäden. *AFZ*, 837–843pp.
- HABER, W. (Hrsg.) (1988): UNESCO Programme on Man and the Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung, Manuscript.
- HACKLÄNDER K. (1997): Der Einfluss der Kondition, des Lebensalters und sozialer Faktoren auf der Fertilität bei Alpenmurmeltierweibchen.
- HÄRER, G. (1999): Auswirkungen anthropogener Störreize auf Verhalten und Habitatnutzung der Gemse (*Rupicapra rupicapra*) im Nationalpark Berchtesgaden. – Saarbrücken (Universität des Saarlandes, Fachbereich Biogeographie), unveröff. Diplomarbeit.
- HAMMELBACHER K. (1985): Untersuchungen über die Arthropodenfauna, insbesondere Laufkäfer und Weberknechte, auf Almwiesen mit und ohne Skibetrieb. Fakultät für Biologie der Julius-Maximilians UNI.
- HAMMELBACHER, K. (1987): Untersuchungen über die Verbreitung von Weberknechten (Opiliones) in unterschiedlichen Lebensräumen. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 17pp.
- HAMMELBACHER, K. (1988): Entwicklung von Potentialbiotopkarten am Beispiel von Weberknechten im Alpenpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 124 S. + Anhänge.
- HAMMELBACHER, K. & MÜHLENBERG, M. (1986): Laufkäfer (Carabidae) und Weberknechtarten (Opiliones) als Bioindikatoren für Skibelastung auf Almflächen. *Natur und Landschaft* 61, 463–466pp.
- HASLETT J. R. (1990): Berchtesgaden Syrphid Projekt: The Structure and Dynamics of some Communities of Syrphidae (Diptera) occurring within the Berchtesgaden Nationalpark and Buffer Zone.
- HECHT W., FÖRSTER M., PIRCHNER F. (1984): Ökologische-genetische Untersuchungen am Seesailing (*Salvelinus alpinus*) im Königs-, Ober- und Grünsee des Nationalparks Berchtesgaden. Lehrstuhl für Tierzucht.
- HERRÖDER, C. (1979): Untersuchungen zur Nahrungsbiologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* (L.)) im Nationalpark Berchtesgaden. Staatsexamensarbeit an der Univ. Heidelberg, 119pp.
- HERZOG, A. & HOFMANN, R.R., NERL, W. (1977): Zur Entwicklung und Regulierung der Wildbestände im Nationalpark Berchtesgaden. Gutachten im Auftrag des LBV. 124pp.
- HOFFMANN A. (1990): Die Sommervogelbestände zweier Waldgeb. d. Nationalp. Berchtesg. i. J. 1989 Diplomarb. Der Forstwissensch. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Univ. München Themenbearb. am Lehrst. f. angew. Zoologie, München.
- HOFFMANN R. (1984): Untersuchungen zum Gesundheitsstatus der Fische im Königssee. Inst. f. Zoo. u. Hydrobio. d. UNI München.
- HOTTINGER J. (1989): Abwanderungsverhalten und dessen soziale Ursachen beim Alpenmurmeltier Diplomarbeit an der Technischen Universität München, durchgeführt am Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie Seewiesen.
- HUGO, A. (1986): Bewertung der Realnutzungstypen (RN-Typen) durch Kleinsäuger und Habitatstruktur der Kleinsäuger. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 56pp.
- JACOBS CH. (1998): Untersuchung zur Ökologie von Kleinsäufern im hochalpinen Bereich (Nationalpark Berchtesgaden) Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Philipps – Universität Marburg.
- JÄGER J. (2000): Habitatnutzung des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*, L. 1758) – Radio-telemetrische Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden.

- JANETSCHKEK, H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden. Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 175pp.
- JANN D. (1992): Habitatnutzung und Vertikalverbreitung beim Alpenmurmeltier: Der Zusammenhang von Mikroklima, Aktivität und Körpertemperatur.
- KIOROGLANIDIS, J. (1981): Nahrungswahl und Überlegungen zur Nahrungsnische bei Reh (*Capreolus capreolus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*) und Gemse (*Rupicapra rupicapra*) im Nationalpark Berchtesgaden. Diss. der Univ. München. 106pp.
- KLEIN M. (1986): Fischereibiologische Untersuchung an Fischbeständen des Königssees, Obersees und Grünsees im Nationalpark Berchtesgaden. Bayerische Landesanstalt für Fischerei.
- KRAL, F. (1990): Ein pollenanalytischer Beitrag zur natürlichen und anthropogenen Waldentwicklung in den Berchtesgadener Alpen. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte 20, 7–19pp.
- KÜHLWEIN S. (1992): Zur Entwicklung des Borkenkäferbefalls (Rinden- und Holzbrüter) in nicht aufgearbeiteten Windwurfflächen des Nationalparks Berchtesgaden – Diplomarbeit – Fachhochschule Weihenstephan – Fachbereich Forstwirtschaft.
- LEWIS, R.A., PAULUS, M., HORRAS, C., Klein, B. (1989): Auswahl von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 10808056, Umweltbundesamt Berlin, 169pp.
- LIEPOLD K. (1999): Untersuchungen zur vertikalen Zonierung der Arthropodengesellschaften in Fichtenwäldern am Watzmann (Nationalpark Berchtesgaden) Dipl.arb., Univ. Ulm, Fak. F. Naturwiss.
- LINDENBERG, S. (1971): Simulation und Theoriebildung. In: Albert, H. (Ed.): Sozialtheorie und Praxis Mannheimer Sozialwissenschaftliche Studien, Band 3.
- LINK, H. (1983): Untersuchungen über Einflüsse der landschaftlichen Gegebenheiten auf die Population von Greifvögeln und Eulen im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 57pp.
- LINK, H. (1986): Greifvögel in den Alpen. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11, 56–59pp.
- LINK, H. (1987): Einfluss der landschaftlichen Gegebenheiten auf die Populationen von Greifvögeln und Eulen im Alpenpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 191pp.
- LOTZ, A. (1997): Habitatnutzung der Gams *Rupicapra rupicapra* (L.) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. – Eine GIS-gestützte Modellbildung auf Basis telemetrisch erhobener Daten. Diplomarbeit an der Universität des Saarlandes 120pp.
- LUBER B. (1984): Biotopabhängige Horizontal- und Vertikalverteilung von Kleinsäugetern im Nationalpark Berchtesgaden, Populationsbiologie und Schwermetallbelastung Teil I, Schwermetallbelastung. Zoologisches Institut der Universität München.
- MÄCK U. (1987): Öko-ethologische Untersuchungen am Gänsegeier. Mathematisch-Naturwissensch. Fak. d. Uni. Ulm.
- MÄCK, U. & R. BÖGEL (1989): Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeiern. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Nr. 18, 147 pp.
- MARKA S. (1994): Habitatnutzung des Wasserpiepers (*Arctophaga spinoletta*) auf Probeflächen des Nationalparks Berchtesgaden – Analyse unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems, Diplomarbeit an der Technischen Universität München, Institut für Zoologie.
- MEDER D. (1983): Morphologische Untersuchung an den Gonaden der wichtigsten Fischarten im Königssee Inaugural-Dissertation Inst. f. Zoo. u. Hydrobio d. Tierärztlichen Fak.
- MEILE, P. (1980): Faunistische Erhebungen als Voruntersuchungen zum Forschungsprojekt „Biogeographie und Ökologie terrestrischer montaner und alpiner Tiere“. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- MILLER, R.I., STUART, S.N., Howell, K.M. (1989): A methodology for analyzing rare species distribution patterns utilizing GIS technology: The rare birds of Tanzania. Landscape Ecology, 2 (2), 172–189pp.
- MINGOZZI, T., d'OLEIRE-OLTMANN, W., MIQUET, A., SCHUSTER, A. (1994): Impact of possible climatic change on bird habitat distribution: a model approach for the alps. In: HAGEMEIJER, E.J.M. & T.J. Verstrael (eds.) (1994): Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th Int.Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, NL. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen: 273–283pp.
- MIESLINGER, N., SCHUSTER, A. (1996): Der Zitronengirlitz *Serinus citrinella* in den Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen. Monticola Bd. 7 Nr. 80, 263–270pp.
- MÜHLENBERG, M. (1976): Freilandökologie. UTB 595. Quelle und Meyer, Heidelberg. 214 pp.
- MÜHLHOFER, G. (1983): Das Verhalten von Rotwild an Winterfütterungen mit unterschiedlichen Bedingungen. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. 135pp.
- MÜLLER, B. (1990): Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) im Alpenpark Berchtesgaden unter Verwendung eines geographischen Informationssystems. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 53pp.
- NATIONALPARKVERWALTUNG Berchtesgaden (1981): Zur Situation der Greifvögel in den Alpen. Forschungsberichte 3, 1–56pp.
- NATIONALPARKVERWALTUNG Berchtesgaden (Ed.) (1994): Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 28/1994; 110pp.
- NEGELE R. D., U.V.A. (1985): Ökoparasitologische Untersuchungen an Fischen des Königs-, Ober- und Grünsees. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung.
- NEGELE R. D., LEUNER E., BOHL E., LEYER R. (1985): Ökoparasitologische Untersuchung an Fischen des Königs-, Ober- und Grünsees Abschlußbericht.
- NICKEL M. (1992): Zur Entwicklung des Borkenkäferbefalls (Rinden- und Holzbrüter) in nicht aufgearbeiteten Windwurfflächen des Nationalparks Berchtesgaden – Diplomarbeit – Fachhochschule Weihenstephan – Fachbereich Forstwirtschaft.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W. (1973): Versuche über die ökologische Bedeutung von Mäusen in terrestrischen Ökosystemen. Diplomarbeit 45pp.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W. (1981): Schutz und Gefährdung von Greifen und Eulen in den Alpen. Verein zum Schutz der Bergwelt 46, 65–79pp.

- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1981): Die Tierwelt. In: Rundschau 2, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden (Hrsg.) Der Watzmann, 89–96pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1982): Zur Entwicklung der zoologischen Forschung im Nationalpark Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen 11, 67–72pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1982): Vom Bartgeier bis zur Waldameise – Tiere in einem extremen Lebensraum Bayerland 93, 10, 27–32pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1983): Der Einfluss von Nutzungsänderungen im Jennergebiet auf zoologische Systeme. MAB-Mitteilungen 17, 7.01.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1984): Das Projekt MAB 6 in Berchtesgaden – Planung, Struktur, Perspektiven. Gesellschaft für Ökologie. Verhandlungen Band XII (Bern 1982) Band XII, 53–57pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1984a): Möglichkeiten zur Verwendung freilebender Tiere zur Beurteilung des Funktionszustandes in der Natur. Symposium: Das freilebende Tier als Indikator für den Funktionszustand der Umwelt, Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Vet.med. Univ., Wien. 33–42pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): Das Programm MAB6 in der Bundesrepublik. Geplante und durchgeführte Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden. Bilans et Perspectives des Recherches scientifiques pour une meilleure Gestion des milieux montagnards Colloque de Vallouise 15.–17.10.1985.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987a): Die Verteilung von Wildtieren, eine Funktion komplexer öko-ethologischer Zusammenhänge. Symposium „Wildtier und Umwelt“, Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Vet. med. Univ., Wien. 32–40pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987b): Telemetrische Beobachtungen – Radio Tracking von Gänse- und Bartgeiern, ein Beitrag zum Erkennen der Bedürfnisse von Tierarten an ihren Lebensraum. „Wildtier und Umwelt“. Wiss.Sitzung der Sektion „Wildtierkunde und Umweltforschung“ der österr. Ges. der Tierärzte, 64–72pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987c): Habitatbewertung und potentielle Verbreitung von Tierarten unter touristischem Einfluss. Gesellschaft für Ökologie. Verhandlungen Band XV (Graz 1985), 48–56pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987): Prachtaucher *Gavia arctica* verunglückt im Nationalpark Berchtesgaden aufgefunden. Anz.orn.Ges.Bayern 26,3,275–276pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1988a): 50 Jahre Steinböcke in Berchtesgaden. Verein zum Schutz der Bergwelt 53, 81–86pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1988b): Anwendungsmöglichkeiten der erarbeiteten Ergebnisse des MAB-6 Projektes für die weitere Nationalparkarbeit In: Haber (ed.): UNESCO Programm on Man and Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung. Unveröffentlicht.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1989a): How Actual Land Use Influences Animal Distribution. In: Final Report of the international workshop „Long-Term ecological Research: A Global Perspective“ MAB-Mitteilungen 31, 62–66pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1989b): Anwendung der Untersuchungen über das Raum-Zeit-Verhalten des Rotfuchses für die Tollwutimpfung im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsberichte 17, 69–71pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1989): Gedanken zur Wiedereinbürgerung ehemals heimischer Wildtiere. 1.Adventskolloquium der Norddeutschen Naturschutzakademie – Berichte und Vorträge, NNA Ber.2, 93–94pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1989): Gedanken zur Wiedereinbürgerung ehemals heimischer Wildtiere Vogelschutz 2/89, 8–11pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1990): Wildbiologische Forschung. Beiratsitzung Manuscript 15 pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1990): Nationalpark Berchtesgaden: Wollschweine auf der Alm. Landwirtschaftliche Wildhaltung/Wildtiere in Gehegen 3/90,50–51pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): Grundlagen der Forschung im Nationalpark Berchtesgaden. Erste wissenschaftliche Tagung, Nationalpark Hochharz, 31–39.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): The effect of landscape changes on the spatial distribution of animals – A GIS application. Proceedings of the eleventh annual ESRI user conference, 61pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): Verteilungsmuster von Tierarten oder -Gruppen im Nationalpark Berchtesgaden. Erfassung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Laufener Seminarberichte7/91, 68–72pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): The interaction of patchiness, land cover type and animal distribution: an evolution in time and space. In: Proceedings Resource Technology 1990, Second International Symposium on Advanced Technology in Natural Management, November 12–15, 1990, Washington D.C.,USA.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1991): Forschung in Nationalparks, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (in press): Zehn Jahre Erfahrung mit Forschungskonzeptionen.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1992): Methods and data management of the applied ecosystem research during the MAB6-project Berchtesgaden. Workshop Abstract 166 IVth World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W., FRANZ, H.P., SCHUSTER, A. (1991): Die Anwendung der Ökosystemforschung für die Analyse der räumlichen Habitatverteilung von Tierarten. In: Riewenherm, S. & H. Lieth Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. (Osnabrück 1989) BandXIX/III, 619–627pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. & H.P.FRANZ (1991): Das zoologische Informationssystem (ZooLis) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihestephan 1990) Band 20, 685–692pp.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W., Mäck, U., Bögel, R. (1989): Radiotracking of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* and Griffon Vultures *Gyps fulvus* in the Alps. In: Meyburg, B.-U. & R.D.Chancellor (eds). Raptors in the modern world. WWGBP: Berlin, London & Paris.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. & Schuster, A. (1994): The effect of landscape changes on the spatial distribution of birds. A GIS application. Atti del 6° Convegno Italiano di Ornitologia (Torino, 8–11 Ottobre 1991), Mus. reg. Sci. Nat.Torino, 259–265pp.

- PECHACEK, P. (1992): Habitatbewertungen der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. *Allgemeine Forstzeitschrift* 15: 828–831.
- PECHACEK, P. (1993b): Besiedelung der naturnahen Waldökosysteme durch Spechte im Nationalpark Berchtesgaden: 67–76. In KORPEL, S. & M. SANIGA (Hrsg.): Symposium über die Urwälder. Forstliche Fakultät der Universität Zvolen (Slowakei).
- PECHACEK, P. & A. KRISTIN (1993): Nahrung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. *Die Vogelwelt* 4 (Jg. 114): 165–177.
- PECHACEK, P. (1994a): Reaktion des Dreizehenspechts auf eine Borkenkäfergradation. *Allgemeine Forstzeitschrift* 12: 661.
- PECHACEK, P. (1994b): Habitat Use of White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. *J. Orn* (Sonderheft): 189. In DITTAMI, J., W. BOCK, M. TABORSKY, R. VAN DEN ELZEN & E. VOGEL-MILLES (Hrsg.): Research Notes on Avian Biology 1994: Selected Contributions from the 21-st International Ornithological Congress. Wien.
- PECHACEK, P. (1994d): Brutavifauna naturnaher Waldparzellen im Nationalpark Berchtesgaden. *Orn. Anz.* 33: 1–9.
- PECHACEK, P. (1995a): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. *Forschungsbericht* 31, Nationalpark Berchtesgaden: 183 S.
- PECHACEK, P. (1995b): Habitat use and influence of forest management on the distribution of woodpeckers investigated by a GIS: 561–565. In BISSONNETTE, J.A. & P.R. KRAUSMAN (Hrsg.): Integrating people and wildlife for a sustainable future. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress. The Wildlife Society, Bethesda, Md (USA).
- PECHACEK, P. (1995c): Spechte – Ökologie, Bedeutung und ihr Einfluss auf Waldameisenbestände. *Ameisenschutz aktuell* 4: 73–80.
- PECHACEK, P. (1995d): Verhalten des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* an der Bruthöhle in der Fütterungsphase der Nestlinge. *Orn. Anz.* 34: 139–144.
- PECHACEK, P. (1996): Spechte und Ameisen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 15: 852–854.
- PECHACEK, P. & A. KRISTIN (1996): Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode. *Orn. Beob.* 93: 259–66.
- PECHACEK, P. (1998): Home-range size and foraging sites of Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus*: A telemetry study. In ADAMS, N.J. & SLOTOW, R.H. (eds) *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr.*, Durban. *Ostrich* 69: 302.
- PECHACEK, P. (1999): Einsatz der Radio-Telemetrie in der Spechtforschung – ein methodischer Leitfaden. *Tichodroma* 12 (1): 192–205.
- PECHACEK, P., K. RUGE & H.-J. GÖRZE (1999): Home-range, Habitatnutzung und Aktivitätsmuster beim Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) während der Fütterungsphase der Nestlinge. Vorläufige Mitteilung. *Tichodroma* 12 (1): 213–215.
- PECHACEK, P. (2001): Bibliographie zum Dreizehenspecht *Picoides tridactylus*. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (Sonderheft): 151–155.
- PECHACEK, P. (in press): Tree selection for roosting and nesting in the Three-toed woodpecker, and possible consequences for forest management practices.
- PECHACEK, P. (subm.): Der Dreizehenspecht in der Lebensgemeinschaft Bergwald. *LWF Aktuell*.
- PECHACEK, P. (subm.): Internationales Symposium in Berchtesgaden: Weltweite Spechtforschung in guten Händen. *LWF Aktuell*.
- PECHACEK, P. (subm.): Spatial Behaviour of the Three-toed Woodpecker during the Breeding Season. *Ethology*.
- PECHACEK, P. & WERNER D'OLEIRE-OLTMANN (subm.): Habitat use of the Three-toed Woodpecker during the breeding period. *Journal of Animal Ecology*.
- J. JÄGER & P. PECHACEK (subm.): Minimale Stichprobengröße für Berechnungen von Kernel-basierten Aktionsräumen beim Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*). *Journal für Ornithologie*.
- P. PECHACEK & A. KRISTIN (in prep.): Food habits of the three-toed woodpecker under a special consideration of nestling diet. *Journal of Wildlife Management*.
- RASSMANN K. (1991): Genetische Verwandtschaftsanalyse bei Murmeltieren (*Marmota marmota marmota*) mittels DNA-Fingerprinting. Selbstverlag.
- REMMERT, H. (1990): *Naturschutz: ein Lesebuch, nicht nur für Planer, Politiker, Polizisten, Publizisten und Juristen*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- RETTELBACH R. (1997): Untersuchungen zur Populationsdynamik von *Ips typographus* (L.) und seinen Gegenspielern im Nationalpark Berchtesgaden – Erster Zwischenbericht.
- RETTELBACH R., SCHOPF R. (1999): Untersuchungen und Populationsdynamik von *Ips typographus* (L.) und seinen Gegenspielern im Nationalpark Berchtesgaden, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- RETTENBECK H. (1990): Die Entwicklung der Fischfauna im Königssee; Diss: Univ. München, Fak. F. Tiermedizin.
- REVERS, R. & BÖGEL, R. (1994): Distance Immobilisation by Telinjection of Griffon Vultures *Gyps fulvus* with the drug Ketamine-Xylazine. In: MEYBURG, B.-U. & R.D. CHANCELLOR (eds.): *Raptor Conservation Today*. WWGBP / The Pica Press, London, 367–371pp.
- RICHTER R. (1988): Untersuchung zur ersten Nahrungsaufnahme und zur frühen Entwicklung von Larven des Flußbarsches, *Perca fluviatilis* L., aus dem Königssee (Obb.). LMU München.
- RIECHERT V. (1991): Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden, Diplomarbeit am Institut für Zoologie Salzburg.
- SCHALLER, J. (1985): Anwendung geographischer Informationssysteme an Beispielen landschaftsökologischer Forschung und Lehre. *Gesellschaft für Ökologie. Verhandlungen Band XIII* (Bremen 1983), 443–464pp.
- SCHALLER, J. (1988): Das Geographische Informationssystem ARC/INFO. *Wiener Schriften zur Geographie und Kartographie, Band 1: Digitale Technologie in der Kartographie*. Wiener Symposium 1986, 218–227pp.
- SCHALLER, J. (1988a): Ökosystemforschung Berchtesgaden – Diskussionspapier über integrierte ökologische Monitoringanwendungen von Erkenntnissen aus dem MAB-Projekt-6 Berchtesgaden Manuscript.
- SCHALLER, J. (1990): Geographical information system applications in environmental impact assesment. In: Scholten, Stillwell (eds.): *Geographical information systems for urban and regional planing*, 107–117pp.

- SCHECKELER H.-J. (1991): Gutachten zum Rückgang einer Amphibienpopulation im Vorfeld des Nationalparks Berchtesgaden – Amphibienlaichgewässer Taubensee und Umfeld – Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- SCHEINERT P. (1983): Klinisch-chemische Untersuchung an durch *Triaenophorus nodulosus* befallenen Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus* L.) des Königssees Inaugural-Dissertation. Inst. f. Zoo. u. Hydrobio. d. Tierärztlichen Fak.
- SCHMIDT M. (1992): Zur Entwicklung des Borkenkäferbefalls (Rinden- und Holzbrüter) in nicht aufgearbeiteten Windwurfflächen des Nationalparks Berchtesgaden – Diplomarbeit – Fachhochschule Weihenstephan – Fachbereich Forstwirtschaft.
- SCHOBER, F.; BÖGEL, R., BUGNAR, W.M., BURCHARD, D., FLUCH, G. & N. RHODE (1993): An Automatic Direction and Location System Based on Doppler Effect. In: MANCINI, P., FIORETTI, S., CRISTALLI, C., BEDINI R. (eds.): *Biotelemetry XII*. Litografia Felici, Pisa, pp. 327–336pp.
- SCHOBER, F. & BÖGEL, R. (in prep.): An improved telemetry system for automatic data acquisition of locations and pulse-coded signals based on Doppler effect. In *Biotelemetry XV*, Proceedings of the XV International Conference on Biotelemetry, Juneau, Alaska, USA, 14. Mai 1999.
- SCHOBER, F., FLUCH, G. & R. BÖGEL (1997): Multichannel Microcontroller-Based Repeater Telemetry System with digital Radio Link. In: PENZEL, P., SALMONS, S. & M.R. NEUMAN: *Biotelemetry XIV*, Proceedings of the XIV International Symposium on Biotelemetry, Marburg, Germany, 1997: 77–82.
- SCHÖTTLER J. (1983): Untersuchung zum Verhalten von Plerocercoiden des Fischbandwurmes *Triaenophorus nodulosus* (Pallas, 1781) (Cestoda, Pseudophyllidea) in verschiedenen Fischarten des Königssees Inaugural-Dissertation. Inst. f. Zoo. u. Hydrobio. d. Tierärztlichen Fak.
- SCHRANKEL I. (1998): Faunistisch-ökologische Charakterisierung ausgewählter Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- SCHRÖDER, W. (1977): Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich des Nationalparks Berchtesgaden. 67pp.
- SCHRÖDER, W. & ELSNER-SCHACK, I. (1985): Konzept einer Bestandsregulierung bei Gams. Forstwissenschaftl. Fakultät der Univ. München 24pp.
- SCHUSTER, A. (1990): Ornithologische Forschung unter Anwendung eines geographischen Informationssystems. *Salzburger Geographische Materialien*, 15, 115–123pp.
- SCHUSTER, A. (1990): Der Zwergschnäpper *Erythrosterna parva* im Berchtesgadener Land. *Monticola* Bd. 6 Nr. 67 1990: 125-126pp.
- SCHUSTER, A. (1990): Vogelbestandsaufnahmen und ihre Umsetzung zu Verbreitungskarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Schlussbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 169pp.
- SCHUSTER, A. (1993): Beurteilen und Anpassen von Erhebungsmethoden bei Vögeln an die integrierte ökosystemare Dauerbeobachtung. Zwischenbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 25pp.
- SCHUSTER A. (1994): Beurteilen und Anpassen von Erhebungsmethoden bei Vögeln an die integrierte ökosystemare Dauerbeobachtung – Zwischenbericht.
- SCHUSTER A. (1995): Beurteilen und Anpassen von Erhebungsmethoden bei Vögeln an die integrierte ökosystemare Dauerbeobachtung – Zwischenbericht.
- SCHUSTER, A. (1995): Regional distribution of breeding birds elaborated by a Geographic Information System – possibilities and limitations. In: Hagemeijer, W. & T. J. Verstrael (eds) (1995): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects.* – Proceedings of the 12th Int. Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout. SOVON & Statistics Netherlands, Voorburg/Heerle.
- SCHUSTER, A. (1995): Interactions between animals and human activities to develop management strategies with GIS. In: BISSONETTE, J.A. & P.R. KRAUSMAN (eds.) 1995: *Integrating people and wildlife for a sustainable future.* Proceedings of the first International Wildlife Management Congress 1993, The Wildlife Society, Bethesda, Md.: 556–560pp.
- SCHUSTER A. (1996): Beurteilen und Anpassen von Erhebungsmethoden bei Vögeln an die integrierte ökosystemare Dauerbeobachtung, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- SCHUSTER A. (1996): Aufbereiten der ornithologischen Untersuchungen für den Nationalparkplan und Weiterführung des Zoologischen Informationssystems, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- SCHUSTER, A. (1996): Singvögel im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Vogelbestandsaufnahmen und ihre Umsetzung zu Verbreitungskarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. Forschungsbericht 34/1996: 116pp.
- SCHUSTER, A. (1997): Verbreitungskarten durch Geographisches Informationssystem: Computer führt Vogelbeobachter an die richtige Stelle. *Falke* 44/2.: 58–62. pp.
- SCHUSTER, A. (1999): Singvogelmonitoring und CIR-Datenbasis. Schlußbericht, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 22pp.
- SITTARD, M. (1988): Geographisches Informationssystem, Datenmodell und Anwendung In: Haber (ed.): UNESCO Programm on Man and Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung. Manuscript.
- SPANDAU, L. (1988): Angewandte Ökosystemforschung in Nationalpark Berchtesgaden dargestellt am Beispiel sommer-touristischer Trittbelastung auf die Gebirgsvegetation Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 16, 1–88pp.
- SPANDAU, L. & SIUDA, C. (1985): Das Geographische Informationssystem im MAB 6-Projekt. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Fachbereichsbericht FB 93 Kartographie, Datenaufbereitung. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- STARFIELD, A.M. & BLELOCH, A.L. (1986): *Building Models for Conservation and Wildlife Management.* New York London pp. 253pp.
- STEIN, W. & FLACKE, W. (1988): Ein computergestütztes Konzept zur Planung und flächendeckenden Auswertung ökologischer Untersuchungen anhand punktueller Daten. *Stadt + Landschaft*, 20(4), 156–164pp.
- STROKA, I. (1987): Untersuchungen zur Raum/Zeitnutzung an Rothirschen (*Cervus elaphus* L. 1758) im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 94 pp.

- TEMPEL-THEDERAN, K. (1989): Zur Ökologie waldbewohnender Kleinsäuger im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit der TU Braunschweig. 86pp. + Anhang.
- TRAUNSPURGER W. (1985): Ökologische und Systematische Untersuchung der Nematodenfauna im Litoral des Königssees.
- TRAUNSPURGER W. (1985): Ökologische und systematische Untersuchung der Nematodenfauna im Litoral des Königssees. LMU München.
- TRAUNSPURGER W. (1988): Das Benthos des Königssees. Zoologische Staatssammlung.
- TRAUNSPURGER W. (1989): Das Meiobenthos des Füntensees, Grünsees und Schwarzensees. Zoologische Staatssammlung.
- TRAUNSPURGER W. (1989): Systematik und Ökologie der Nematoda des Königssees. Zoologische Staatssammlung.
- TÜRK, A. (1986): Der Einfluss klimatischer Faktoren auf Aktivitätsmuster, Verhaltensweisen und Körpertemperatur freilebender Alpenmurmeltiere (*Marmota marmota*). Max-Planck-Inst. Seewiesen.
- VERSTRAEL, T.J. (eds) (1995): Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th Int. Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout. SOVON & Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen.
- VOITH, J. (1987): Anmerkungen zum Arten- und Biotopschutz für Tagfalter im Alpenpark Berchtesgaden. Schriftenreihe Bay. Landesamt für Umweltschutz 77, 117–123pp.
- WALZER, C., BÖGEL, R., WALZER-WAGNER, CH. (1996): Erfahrungen mit Medetomidin – Ketamin – Hyaluronidase – Atipamezol bei Gemsen (*Rupicapra rupicapra*) in: Wiener Tierärztl. Mschr. 83 1996, 297–301pp.
- WALZER, C., BÖGEL, R., LOTZ, A., FRÜHWALD, B. (1998): Long Distance Immobilisation of Free Ranging Chamois. Proceedings of the 2nd World Conference on Mountain Ungulates, Saint Vincente, Italien, 5.–7. Mai 1997; publiziert in Collana Scientifica Parco Nazionale Gran Paradiso no 1/98: 207–209pp.
- WALZER, C., BÖGEL, R., FLUCH, G., KARL, E., SCHOBER, F. & R. PRINZINGER (2000): Intraabdominal implantation of a multisensor telemetry system in a free-flying Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). In: LUMEIJ, J.T., REMPLE, J.D., REDIG, P.T., LIERZ, M. & J.E. COOPER: Raptor Biomedicine III, Zoological. Education Network, Lake Worth, Florida, U.S.A.: 313–320.
- WORAH, S., BHARUCHA, E.K., RODGERS, W.A. (1989): The use of geographic information systems in identifying potential wildlife habitat. J. of the Bombay Natural History Society, 86, 125–128pp.
- ZENG K. (1996): Untersuchung von Naididen (Annelida, Oligochaeta) aus verschiedenen Gewässern des Nationalparks Berchtesgaden und seiner Umgebung – Staatsexamensarbeit Biologie.

Anschrift des Autoren:

Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83489 Bischofswiesen

Perspektiven für eine ökosystemare Umweltbeobachtung im Nationalpark und Biosphärenreservat Berchtesgaden

Konstanze Schönthaler (Bosch & Partner)

Zusammenfassung

In Nationalparks und Biosphärenreservaten stehen Forschung und Umweltbeobachtung im Dienste des Schutzgebietsmanagements. Die Forschungs- und Beobachtungsergebnisse unterstützen dabei sowohl die Konzeption von Maßnahmen als auch deren Erfolgskontrolle. Neben diesem Eigeninteresse werden in Nationalparks und Biosphärenreservaten Vorhaben der Forschung und Umweltbeobachtung aber auch im nationalen und internationalen Auftrag durchgeführt. Dieser Auftrag ist in Gesetzen und Richtlinien zur Entwicklung von Nationalparks und Biosphärenreservaten verankert. Mit dem Nationalparkplan Berchtesgaden wurden die Schwerpunkte von Forschung und Umweltbeobachtung für das Schutzgebiet neu definiert. Eine Umsetzung der planerischen Empfehlungen sollte in besonderer Weise auch auf die derzeitigen nationalen Bemühungen zu einer Neuordnung der Umweltbeobachtung Bezug nehmen. Mit den laufenden Aktivitäten des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, des Umweltbundesamtes und des Bundesamtes für Naturschutz werden die fachlichen Voraussetzungen für eine besser koordinierte und stärker sektorübergreifende, ökosystemare Umweltbeobachtung vorbereitet. Der Nationalpark und das Biosphärenreservat Berchtesgaden erscheinen aus zahlreichen Gründen für die Etablierung einer solchen ökosystemaren Umweltbeobachtung prädestiniert.

1 Forschung und Umweltbeobachtung als Auftrag von Nationalparks

Die bisherigen Forschungsaktivitäten im Nationalpark waren stark geprägt durch die drei Großvorhaben „Königssee-Projekt“ (von 1977 bis 1989), MAB 6-Ökosystemforschung (von 1983 bis 1991, KERNER et al. 1991) und das Projekt „Bodenforschung im deutschen Alpenraum“ (von 1988 bis 1994). Im Anschluss an diese Großvorhaben widmeten sich die Projekte insbesondere einer Vervollständigung der im Umfeld des MAB 6-Projektes begonnenen Vorhaben sowie der Ergänzung, Fortschreibung und dem Ausbau des Geographischen Informationssystems. Hierzu gehörten in den letzten Jahren umfangreiche Inventarisierungen der natürlichen Ausstat-

tung des Gebietes sowie grundlagenorientierte Forschungen, die einem besseren Verständnis der natürlichen und anthropogen beeinflussten Prozesse im Nationalpark dienen.

Die Aktivitäten im Rahmen der Umweltbeobachtung im Nationalpark bestanden und bestehen wesentlich in Wiederholungsaufnahmen im Rahmen längerfristiger Forschungs- und Inventarisierungsarbeiten. Hierzu gehören z. B. die Schneedeckenkartierungen, die Waldinventur, die limnologischen Untersuchungen des Königssees, die Routineauswertungen der Klimadaten und die Erhebung zoologischer Daten wie z. B. die Singvogelbestandskartierungen. Die Arbeitsbereiche Forschung und Umweltbeobachtung lassen sich dabei in vielen Fällen nicht scharf gegeneinander abgrenzen (s. Tab. 1).

1.1 Forschung und Umweltbeobachtung zur Unterstützung des Schutzgebietsmanagements in Nationalparks

Im Jahr 1999 wurde im Nachgang zum 20jährigen Jubiläum des Nationalparks Berchtesgaden der Nationalparkplan verabschiedet (Bayerisches Staatsministerium



Bild 1: Vegetationskundliche Aufnahmen am Schrainbach/Oberlahner im August 1981. Diaarchiv der Nationalparkverwaltung.

Tab. 1: Versuch einer begrifflichen Abgrenzung zwischen Forschung und Umweltbeobachtung.

Forschung	Umweltbeobachtung
<p>Ökologische Forschung oder Ökosystemforschung dient der Aufklärung und Quantifizierung ökologischer Zusammenhänge und der Entschlüsselung von Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen den Systembestandteilen. Forschungstätigkeit basiert i.d.R. auf Arbeitshypothesen, die es im Rahmen des Vorhabens zu bestätigen oder zu widerlegen gilt.</p> <p>Ökologische Forschung kann sich auch über nur kurze Untersuchungszeiträume erstrecken.</p> <p>Die Methodenauswahl ist i.d.R. innovativ, d.h. neben der Anwendung und Absicherung bereits eingeführter Methoden geht es wesentlich auch um die Entwicklung neuer Methoden.</p>	<p>Umweltbeobachtung ist als ein Teilbereich der Forschung zu betrachten. Umweltbeobachtung ist im Gegensatz zur Forschung im engeren Sinne langfristig angelegt. Sie basiert hinsichtlich der von ihr behandelten Fragestellungen und der Methodenauswahl auf den Resultaten der (Ökosystem-)Forschung, d.h. sie verfolgt, wie sich Beziehungen zwischen Systembestandteilen qualitativ und quantitativ entwickeln, sie versucht diese Entwicklungen zu interpretieren und zu ermitteln, mit welchen Konsequenzen diese verbunden sind.</p> <p>Vor dem Hintergrund langfristiger Untersuchungszeiträume stellt Umweltbeobachtung spezifische Anforderungen an die Auswahl der Beobachtungsmethoden. Diese sollten:</p> <ul style="list-style-type: none"> - bereits praxiserprobt, - gut standardisierbar, - auch langfristig finanzierbar sowie - schonend und reproduzierbar sein, d. h. die Beobachtungsobjekte sollten durch die Probenahmen möglichst nicht verändert werden.

für Landesentwicklung und Umweltfragen 2001). Er beinhaltet unter anderem auch Leitziele und Konzepte für die künftige Orientierung und Durchführung von Forschung und Umweltbeobachtung im Nationalpark Berchtesgaden. Gemäß den Empfehlungen des Planes soll künftig ein deutlicher Schwerpunkt auf die anwendungs- bzw. umsetzungsorientierte Forschung gelegt werden.

Mit Blick auf die im Nationalparkplan dokumentierten Handlungsempfehlungen für die Bereiche Erholung, Gewässernutzung und -pflege, Almwirtschaft, Wildbestandregulierung und Waldpflege sollen Forschung und Umweltbeobachtung künftig im Dienste der Erfolgskontrolle durchgeführter Managementmaßnahmen stehen. Das bedeutet, die Ergebnisse aus Forschungsvorhaben und langfristiger Umweltbeobachtung sollen Erkenntnisse liefern, wie Managementmaßnahmen sinnvoll geplant werden können und ob bzw. in wie weit umgesetzte oder noch in der Umsetzung befindliche Maßnahmen ihr Ziel tatsächlich erreichen.

Die Nationalparkverwaltung hat damit auch den Auftrag erhalten, die Forschungs- und Beobachtungsaktivitäten auf diese Fragestellungen hin zu fokussieren, nach außen hin deutliche inhaltliche und räumliche Schwerpunkte zu setzen und gezielt für die Durchführung bestimmter Vorhaben der Forschung und Umweltbeobachtung im Nationalparkgebiet zu werben. Darüber hinaus sollen Antragsforschungen künftig auch kritischer daraufhin überprüft werden, ob die zu erwartenden Projektergebnisse der Entwicklung des Nationalparks dienlich sind und ob das Vorhaben möglicherweise die Schutzziele beeinträchtigen könnte.

1.2 Forschung und Umweltbeobachtung als nationaler und internationaler Auftrag von Nationalparks und Biosphärenreservaten

Eingebunden in ein nationales und internationales Schutzgebietsnetz hat der Nationalpark Berchtesgaden neben der Wahrnehmung seiner eigenen Interessen an spezifischen Forschungs- und Umweltbeobachtungsthemen aber auch einen Beitrag zur Beantwortung national und international relevanter Fragen der Forschung und Umweltbeobachtung zu leisten. Dieser Auftrag ist u. a. in den IUCN-Richtlinien von 1994 (IUCN 1994) explizit formuliert worden. Über die nationalparkinterne Koordination der Arbeiten in Forschung und Umweltbeobachtung hinaus bedarf es also dementsprechend auch Abstimmungen auf nationaler und internationaler Ebene.

Für den Gebirgsnationalpark Berchtesgaden bietet sich in einem ersten Schritt die alpenweite Kooperation mit den anderen Alpennationalparks in Österreich, der Schweiz, Frankreich und Italien an. Hier ist bereits seit vielen Jahren das Bewusstsein gewachsen, dass sich die alpenweiten Probleme nur mit gemeinsamen Initiativen werden lösen lassen. Einen Ansatzpunkt zu einer solchen alpenweiten Kooperation lieferte bereits der auf dem Alpen-Forum 1994 erarbeitete „Aktionsplan Alpenforschung“ (SANW 1994), der einen grenzüberschreitenden Orientierungsrahmen für thematische Schwerpunktsetzungen in der Alpenforschung beinhaltet.

Der Nationalpark Berchtesgaden selbst pflegt bereits seit mehreren Jahren den fachlich-wissenschaftlichen Austausch insbesondere mit dem Schweizerischen Nationalpark, dem österreichischen Nationalpark Hohe Tauern und dem französischen Nationalpark La Vanoise.

Seit der Anerkennung des Nationalparks Berchtesgaden und seines Vorfeldes als Biosphärenreservat der UNESCO im Jahr 1990 ist der Nationalpark auch in den Forschungsverbund der Biosphärenreservate aufgenommen worden. Angewandte Forschung und Umweltbeobachtung gehören nach den 1995 veröffentlichten „Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung der Biosphärenreservate in Deutschland“ (AGBR 1995) zu den vordringlichen Aufgaben von Biosphärenreservaten. Im besonderen Interesse stehen interdisziplinäre Programme, die der Entwicklung, Erprobung und Umsetzung nachhaltiger und sozio-ökonomisch tragfähiger Landnutzungsverfahren, aber auch dem Schutz von Arten und Ökosystemen in großflächigen Landschaftsräumen dienen.

Die Einbindung Berchtesgadens in das Netz der Biosphärenreservate und die Beteiligung der Nationalparkverwaltung an der seit 1991 bestehenden „Ständigen Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland (AGBR)“ (heute „Erfahrungsaustausch der Biosphärenreservate“) führen für Berchtesgaden – über die Aktivitäten in der Europarc-Federation und deren deutschen Sektionen hinaus – zu einer auch über den Alpenraum hinausreichenden, intensiven Einbindung in das nationale Schutzgebietsnetz.

Eine managementrelevante und eine an nationalen und internationalen Interessen ausgerichtete Forschung und Umweltbeobachtung müssen keineswegs im Widerspruch zueinander stehen. Sie können sich vielmehr hin-

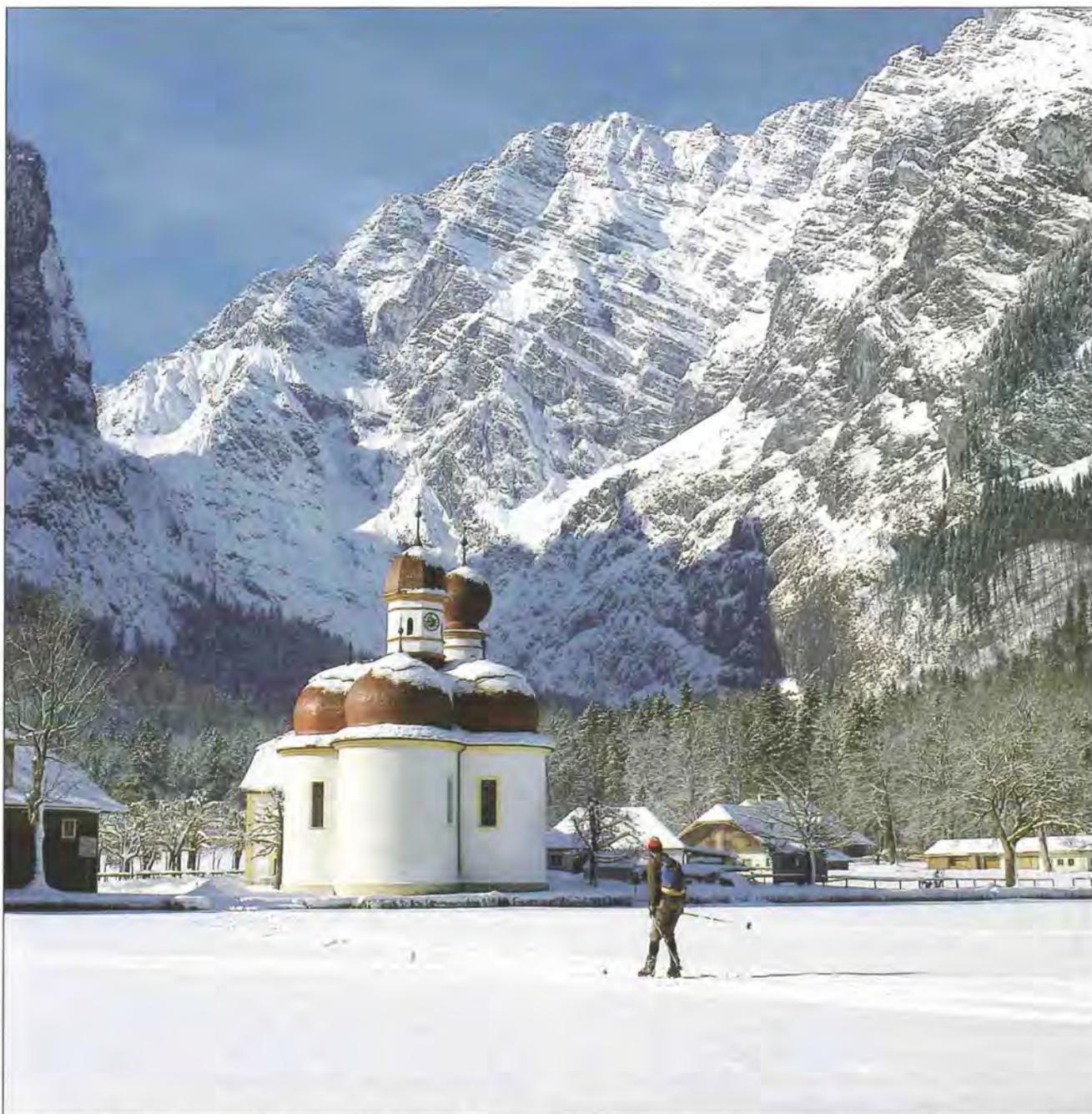


Bild 2: Der Königssee war zuletzt in den Jahren 1978, 1986 und 1999 zugefroren und begehbar. Diaarchiv der Nationalparkverwaltung.

Tab. 2: Inhaltliche und räumliche Schwerpunktsetzungen für Forschung und Umweltbeobachtung im Nationalpark.

Schwerpunkthemen für Forschung und Umweltbeobachtung	manage- mentororientiert	im nat. und internat. Interesse
Themen für die Forschung und Umweltbeobachtung in natürlichen und naturnahen Ökosystemen: Kernzone des Nationalparks		
Wie wirken sich globale Umweltveränderungen lokal in ansonsten nicht direkt anthropogen beeinflussten Systemen („0“-Flächen) aus ?	x	x
Wie entwickeln sich vom Menschen nicht oder nicht mehr unmittelbar beeinflusste Ökosysteme und in wie weit entsprechen diese Entwicklungen den vorab gestellten Prognosen ?	x	x
Beeinflussen die noch in der Kernzone ausgeübten Nutzungen die Entwicklung der Ökosysteme? Und wenn ja, wie wirkt sich diese Beeinflussung auf die Ziele des Nationalparks aus, müssen Maßnahmen ergriffen werden?	x	
Themen für die Forschung und Umweltbeobachtung in anthropogen beeinflussten oder entstandenen Ökosystemen – Pflegezone des Nationalparks:		
Können Prozesse der Entwicklung ehemals anthropogen beeinflusster System gesteuert werden und wenn ja, wie effektiv ist eine solche Steuerung ?	x	
Welche sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen oder Veränderungen derselben beeinflussen in welcher Weise das System der Landnutzung kurz-, mittel- und langfristig ?	x	
Wie kann mit Nutzung und Pflege von Ökosystemen auf die Folgen globaler Umweltveränderungen reagiert werden ?	x	x

sichtlich zahlreicher Fragestellungen sinnvoll ergänzen. So haben globale Umweltveränderungen zwangsläufig auch Konsequenzen für die regionalen und lokalen Systeme. Und diese können mitunter um so deutlicher in den Kernzonen von Schutzgebieten zutage treten, in denen eine direkte anthropogene Einflussnahme auf die Systeme weitgehend ausgeschlossen wird.

In Tabelle 2 sind beispielhaft übergeordnete Fragestellungen zusammengetragen, denen sich die Nationalparkforschung und -umweltbeobachtung widmen sollte (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 2001).

1.3 Nationale und internationale Koordination in der Forschung und Umweltbeobachtung

Das nationale und internationale Netz von Nationalparks und Biosphärenreservaten ist insofern für Forschung und Umweltbeobachtung attraktiv, als damit eine auch über Regions- und Landesgrenzen hinausreichende Abstimmung von Forschungs- und Beobachtungsstrategien grundsätzlich möglich erscheint (KEUNE 1992). Erst eine solche vereinheitlichte oder zumindest abgestimmte Vorgehensweise bei der Datenerhebung, -auswertung und -bewertung, der Wahl der Bezugsmaßstäbe sowie bei Verarbeitung der Informationen ermöglicht internationale Vergleiche und verspricht, ein zusammenhängendes Bild der globalen Umweltverhältnisse und ihrer Entwicklungstendenzen zeichnen zu können.

Einer stärkeren internationalen Abstimmung bei der Erhebung von Umweltdaten haben sich in der Vergangenheit u.a. das UNEP-HEM Büro sowie die internationale UNESCO-Administration angenommen. Ein wirklicher Durchbruch konnte bis heute aber noch nicht erzielt werden. Dies liegt im Wesentlichen darin begründet, dass die am internationalen Schutzgebietsnetz beteiligten Länder z. T. bereits sehr lange Mess- und Beobachtungstraditionen pflegen und die Bereitschaft zu einer Anpassung ihrer Aktivitäten an internationale Harmonisierungsvorschläge zumeist sehr gering ist; zumal diese bislang allein Empfehlungscharakter haben können.

Hinsichtlich der Notwendigkeit, sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene auf eine verstärkte Harmonisierung der Aktivitäten in Forschung und Umweltbeobachtung hinzuwirken, besteht aber breiter Konsens. Der Nationalpark Berchtesgaden wird sich in Zukunft gemeinsam mit den benachbarten Nationalparks der Alpen und eingebunden in das deutsche Netz der Schutzgebiete diesem Auftrag stellen. Wichtige Anknüpfungspunkte hierzu liefern insbesondere die laufenden Aktivitäten des Umweltbundesamtes Berlin und des Bundesamtes für Naturschutz, die sich seit 1992 im Auftrag des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit einer bundesweit verbesserten Koordinierung der Umweltbeobachtung und einer effektiveren Nutzung von Umweltdaten widmen.

2 Situation der von Bund und Ländern betriebenen Umweltbeobachtung

In Deutschland besteht, bedingt durch die föderale Struktur, eine Aufgabenteilung bei der Umweltbeobachtung und Umweltberichterstattung. Der Bund ist dabei insbesondere für die Erfüllung von Berichtspflichten verantwortlich, die u.a. aus der Mitgliedschaft in internationalen Organisationen wie der UNESCO und dem UNEP sowie aus der Partizipation an internationalen Umweltprogrammen wie der ECE-Konvention (Economic Commission for Europe), dem UNESCO „Man and Biosphere -Program“ (MAB) oder den Programmen zum Schutz der Nord- und Ostsee erwachsen. Das bedeutet, dass auf Bundesebene zwar auch Umweltmessnetze aufgebaut und betreut werden (wie z. B. das UBA-Luftmessnetz, die Umweltprobenbank oder das Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt). Die primäre Aufgabe des Bundes besteht aber in der Aufbereitung und Veröffentlichung von Umweltinformationen, die ein Gesamtbild von der Umweltsituation in Deutschland vermitteln, eine Abschätzung der Wirksamkeit der Umweltpolitik erlauben bzw. Handlungserfordernisse identifizieren helfen. Diese Daten stammen im Wesentlichen aus den Mess- und Beobachtungsprogrammen der einzelnen Bundesländer, die ihre Aktivitäten innerhalb dieser Arbeitsteilung auf die Erhebung von Umweltdaten konzentrieren und lediglich Berichtspflichten auf Länderebene wahrzunehmen haben.

Unter anderem in Konsequenz dieser Arbeitsteilung zwischen Bund und Ländern sowie der großen Eigenständigkeit der Länder bei der Konzeption und beim Betrieb ihrer Beobachtungsnetze wird mittlerweile eine nahezu unüberschaubare Zahl von Umweltdaten erzeugt. Allein die Bundesministerien (außer BMU) betreiben 44 Beobachtungsprogramme und 58 Beobachtungsnetze mit insgesamt ca. 1400 Parametern und Parameterausprägungen (UBA 1998, KLITZING 2000). Über die genaue Anzahl der Ländermessprogramme liegt bis heute noch keine vollständiger Überblick vor (CONDAT 1998).

Diese Programme sind räumlich und inhaltlich nur wenig abgestimmt, d.h. die Erhebungsstandorte und die Parameterauswahl sowie die Methoden zur Erhebung und Auswertung der Daten sind unterschiedlich, die Daten werden in unabhängige, nicht miteinander vernetzte Datenbanken eingespeist und in ganz unterschiedlicher Form der Berichterstattung zugeführt. Nicht selten wird sogar der gleiche Umweltsektor von verschiedenen Institutionen unter Einsatz verschiedener Instrumente und Methoden ohne koordinierende Abstimmungen beobachtet (SRU 1991, Tz. 11).

Selbst innerhalb von Schutzgebieten, die i.d.R. einer zuständigen Verwaltung unterstellt sind, fehlt vielfach eine komplette Zusammenschau aller Vorhaben, die im Rahmen von Forschung und Umweltbeobachtung innerhalb der Schutzgebietsgrenzen durchgeführt werden oder in der Vergangenheit durchgeführt wurden. Auch für den

Nationalpark Berchtesgaden konnte bislang – trotz der Unterstützung durch das zentrale Informationssystem – noch kein vollständiger Überblick über die Forschungs- und Umweltbeobachtungsprogramme bzw. Messstellen geschaffen werden.

Die Problematik einer ungenügend koordinierten Umweltbeobachtung hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen erstmals 1990 mit seinem Sondergutachten zur „Allgemeinen Ökologischen Umweltbeobachtung“ aufgegriffen (SRU 1991). Dieses Gutachten markiert in Deutschland den Beginn der Diskussion um eine Abwendung von der sektoralen Umweltbeobachtungspraxis hin zu einer stärker sektorübergreifenden und harmonisierten Herangehensweise. Nach dem Verständnis des Rates „ist ‚Umwelt‘ ein komplexes System, das mit den bisher angewandten sektoralen Instrumenten allein nur unzulänglich beeinflusst und gestaltet werden kann; diese führen oft nur zur Verschiebung eines Umweltproblems von einem Umweltmedium in ein anderes“ (SRU 1991). Der Rat fordert vor diesem Hintergrund eine Umweltbeobachtung, die übergreifend konzipiert ist, d. h. die zahlreichen Aktivitäten der Umweltbeobachtung zusammenführt, soweit wie möglich integriert, auf vergleichbaren Informationsgrundlagen, Methoden und Auswertungen beruht sowie von der lokalen bis zur nationalen Ebene und darüber hinaus auch global gültig und akzeptiert ist (SRU 1991, Tz. 6). Eine solche vom Rat angestrebte „Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung“ erfordert dementsprechend einen Beobachtungsansatz,

- der an die Methoden und Erkenntnisse der Ökosystemforschung anknüpft und „die Umwelt als System begreift, d.h. die abiotischen und biotischen Einflussgrößen sowie die Reaktionen des beobachteten Systems erfasst,
- dieses System durch repräsentative Standorte abbildet,
- an den bestehenden Standorten sektorübergreifend beobachtet und
- sich an bestehende Zeitreihen und Standorte anpasst“ (SRU 1991, Tz. 69).

Mit diesen Forderungen stellt der SRU keineswegs die Notwendigkeit einer sektoralen Umweltbeobachtung in Frage. Vielmehr wird eine Ergänzung durch eine stärker integrierende, sektorübergreifende Sichtweise empfohlen.

In Reaktion auf die Empfehlungen des SRU forderte die Umweltministerkonferenz (UMK) im Rahmen zweier Beschlüsse in den Jahren 1991 und 1992 das BMU dazu auf, Schritte zur Umsetzung einer solchen „Ökologischen Umweltbeobachtung“ einzuleiten. Im Auftrag des BMU wurden dann vom UBA und BfN in den Folgejahren mehrere Forschungs- und Entwicklungsvorhaben in Auftrag gegeben, zum einen mit dem Ziel, den Informationsstand über die in der Bundesrepublik bereits installierten Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes und der Länder zu verbessern, und zum anderen mit dem Auftrag, methodische Arbeitshilfen bereit zu stellen, um eine bessere Koordinierung und Bündelung der Umweltbe-

obachtungsaktivitäten im Sinne einer „Ökologischen Umweltbeobachtung“ zu erreichen.

Der hohe fachliche Anspruch des SRU, die Umwelt systemorientiert zu beschreiben und damit auch die Voraussetzungen für eine Früherkennung von Umweltveränderungen zu schaffen, impliziert nicht nur eine umfassende medien- und sektorübergreifende Umweltbeobachtung sondern insbesondere auch die Etablierung eines Systems zur integrierenden Auswertung der erhobenen Daten. Da sich ein solch ehrgeiziger Ansatz zumindest kurz- bis mittelfristig nicht flächendeckend in ganz Deutschland umsetzen lassen, sollen die Forschungsarbeiten zur Operationalisierung der SRU-Empfehlungen vorerst auf ausgewählte Teilgebiete konzentriert werden, die besonders gute Voraussetzungen für den (pilothaften) Aufbau einer solchen „ökosystemaren“ Umweltbeobachtung bieten. Dies sind Gebiete,

- die national und international bedeutsame Ökosysteme beherbergen, zu deren Überwachung und Schutz ein besonderer Auftrag besteht,
- die daher auch von besonderem wissenschaftlichen Interesse sind und in denen daher bereits in größerem Umfang (Ökosystem-)Forschung betrieben wurde oder wird,
- die über eine bereits gut entwickelte Beobachtungsinfrastruktur verfügen und
- in deren besonderem Eigeninteresse eine Koordinierung der Aktivitäten von Forschung und Umweltbeobachtung liegt.

So wurde in den Jahren 1992 bis 1994 im Auftrag des Umweltbundesamtes das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate“ (SCHONTHALER et al. 1997) durchgeführt, in dem erste Vorstellungen zur Ausgestaltung einer bundesweit koordinierten und gleichsam regional aussagekräftigen ökosystemaren Umweltbeobachtung entwickelt wurden.

In die Erstellung dieser Konzeption war u. a. auch die Nationalparkverwaltung Berchtesgaden involviert. Mit dieser Beteiligung sollten die Voraussetzungen geschaffen werden, dass mit den methodischen Ausarbeitungen zu einer ökosystemaren Umweltbeobachtung unmittelbar an die Ergebnisse der MAB 6-Ökosystemforschung angeknüpft werden kann. Im Zusammenhang mit der Beteiligung an diesem Vorhaben wurden im Nationalpark bereits erste Überlegungen dahingehend angestellt, wie die bisherigen Forschungstätigkeiten in eine langfristige Umweltbeobachtung überführt werden können.

Aktivitäten zur Realisierung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung in Schutzgebieten und Biosphärenreservaten wurden u. a. im Land Brandenburg für die beiden Biosphärenreservate Schorfheide-Chorin und Spreewald ergriffen (DREGER et al. 1999). Die Methodik orientiert sich dabei eng an der Vorgehensweise von SCHONTHALER et al. 1997.

3 Konkretisierung der ökosystemaren Umweltbeobachtung am Beispiel des Biosphärenreservates Rhön

Zur Konkretisierung der konzeptionellen Ausarbeitungen im o. g. Vorhaben (SCHONTHALER et al. 1997) wurde 1997 vom Umweltbundesamt und dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen ein Folgevorhaben in Auftrag geben (F+E-Vorhaben „Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön“, kurz „ÖÜB- Vorhaben Rhön“, Laufzeit 1997 bis 2001, SCHONTHALER et al. 2001). An einem konkreten Beispielgebiet wurde erprobt, ob und wie die Effektivität der bereits installierten Mess- und Beobachtungsprogramme im Sinne einer ökosystemaren Umweltbeobachtung gesteigert werden kann. Da die Beobachtung hierzu einer stärkeren Koordinierung und Harmonisierung (sowohl bezüglich der Datenerhebung als auch der Datenauswertung) bedarf, wurde das länderübergreifende Biosphärenreservat Rhön als Pilotgebiet ausgewählt. Hier besteht die Möglichkeit, zusammen mit den messenden Landesämtern und Landesanstalten Bayerns, Hessens und Thüringens die Notwendigkeiten, Chancen und Grenzen einer solchen Harmonisierung auszuloten.

Im Rahmen des Vorhabens wurde ein System entwickelt, das mehrere Ansatzpunkte für eine schrittweise harmonisierte Vorgehensweise bietet und konkret die folgenden Komponenten beinhaltet:

1. gemeinsame Fragen, die im Rahmen einer ökosystemaren Umweltbeobachtung zu beantworten wären,
2. Parametersatz (Kerndatensatz), der alle zu Beantwortung der Fragen erforderlichen Parameter benennt,
3. Methodenpaket mit Vorschlägen und Empfehlungen für eine harmonisierte Datenerhebung,
4. Methodenpaket mit Vorschlägen und Empfehlungen für die Datenauswertung,
5. Vorschläge zur Veröffentlichung der Beobachtungsergebnisse in einem integrierenden Umweltbericht.

Das Konzept wurde nicht speziell auf die Rahmenbedingungen und Bedürfnisse des Biosphärenreservates Rhön zugeschnitten, sondern ist grundsätzlich für die Umsetzung auch in anderen Schwerpunktgebieten einer ökosystemaren Umweltbeobachtung geeignet.

3.1 Gemeinsame Fragen – Ursache-Wirkungshypothesen zu Umweltproblemen und Hypothesen zu Ökosystemfunktionen

Am Anfang des Aufbaus eines jeden Beobachtungsprogramms muss immer die Frage stehen, zur Beantwortung welcher Fragen die Beobachtungsergebnisse letztendlich genutzt werden sollen.

Für die ökosystemaren Umweltbeobachtung gilt, dass die Beobachtungsergebnisse zum einen mit Blick auf kon-

krete Umweltprobleme ausgewertet und bewertet werden sollen (z. B. wie entwickelt sich der Waldzustand und die diesen beeinflussenden Faktoren? – oder schreitet die Bodenversauerung in unseren Wäldern weiter voran und welche Konsequenzen hat dies für die Entwicklung der Grundwasserqualität und die Biodiversität?).

Zum anderen hat die ökosystemare Umweltbeobachtung aber – unter Bezugnahme auf die SRU-Forderungen – auch den Auftrag, zur Früherkennung von Umweltveränderungen beizutragen, solange diese noch gar nicht als Umweltprobleme beschrieben werden. Diese Anforderung setzt voraus, dass grundsätzliche Prinzipien des Funktionierens der Umwelt bzw. von Ökosystemen bekannt sind und formuliert werden können (MULLER et al. 1997, MULLER & LEUPELT 1998). Die Formulierung dieser Fragen oder Hypothesen mutet weit theoretischer an als die Benennung konkreter Umweltproble-

me. Sie stützt sich auf die Erkenntnisse der Ökosystemforschung, die zur Aufklärung von Prozessen und zum Funktionieren von Ökosystemen wesentliche Beiträge geliefert hat. Die im Rahmen des Rhön-Vorhabens formulierten Hypothesen gelten, unabhängig vom jeweiligen Ökosystemtyp oder der betrachteten Maßstabsebene, für alle Ökosysteme.

Die Ergebnisse aus der ökosystemaren Umweltbeobachtung können vermutlich zur Falsifizierung oder Verifizierung dieser Hypothesen keine relevanten Beiträge liefern, dies ist aber auch nicht erklärtes Ziel. Vielmehr geht es darum, auf der Grundlage dieser Hypothesen wichtige Schlüsselgrößen für das Funktionieren des Ökosystems herauszuarbeiten und über Veränderungen dieser Größen Hinweise auf Veränderungen von grundlegenden ökosystemaren Prozessen zu erhalten.



Bild 3: Hochgebirgslandschaft im Juni. Diaarchiv der Nationalparkverwaltung.

Zur Ableitung von Parametern, aus deren Bereitstellung oder auch Erhebung sich Aussagen zur Entwicklung relevanter Umweltprobleme ableiten und Entwicklungen im Ursache-Wirkungszusammenhang interpretieren lassen, wurden im Rahmen des Rhön-Vorhabens im Sinne einer „Top-Ten-Liste“ zehn als global und national relevant geltende Umweltprobleme bzw. -themen zusammengestellt (s. Tab. 3).

Zu den 10 übergeordneten Problembereichen wurden ca. 200 Teilhypothesen zu den Ursache-Wirkungszusammenhängen und Entwicklungstrends formuliert. Während sich die Darstellung der Ursache-Wirkungszusammenhänge (mit Ausnahme der Hypothesen zu Klimaveränderungen und zu den Konsequenzen von Biodiversitätsveränderungen) i. d. R. auf allgemein anerkannte wissenschaftliche Erkenntnisse und Erfahrungen stützen kann, besteht hinsichtlich der Formulierung zukünftiger Entwicklungstrends in einigen Fällen kein Konsens. So können die Darstellung und die Bewertung zukünftiger Trends (gegenüber der Öffentlichkeit) mitunter auch politisch motiviert und nicht allein aus fachlich-wissenschaftlichen Erkenntnissen abgeleitet sein. Eines der wohl typischsten Beispiele für diesen Sachverhalt sind die Prognosen zur Verknappung fossiler Energieträger in den 70er Jahren, die bis heute mehrfach fortgeschrieben wurden. Inzwischen ist das Problem der begrenzten Ressourcenverfügbarkeit gegenüber den Folgewirkungen, die mit der Verbrennung fossiler Energieträger verbunden sind (Klimaveränderung), in den Hintergrund gerückt.

Die innere Struktur der Hypothesen-Formulierung lehnt sich eng an die Systematik national und international diskutierter Indikatorensysteme an. Das heißt, die Gliederung der Ursache-Wirkungshypothesen in Teilhypothesen zu Ursachen, Primärwirkungen und Sekundärwirkungen von

Umweltveränderungen korrespondiert in ihren Grundzügen mit dem Pressure (Umweltbelastungs-), State (Umweltzustands-), Response (Reaktions-) und Ansatz (kurz auch PSR-Ansatz) der OECD (OECD 1994) oder dem 5stufigen DPSIR-Ansatz (Driving Forces, Pressure, State, Impact, Response) der Europäischen Umweltagentur (EEA 1999).

Die Hypothesenstruktur lässt sich ausgehend von der in Tab. 3 skizzierten globalen/nationalen Ebene bis zur regionalen/lokalen Betrachtungsebene herunterbrechen. Die für diese Ebene relevanten Umweltfragen stehen zwar z. T. unmittelbar mit nationalen und globalen Themen in Verbindung. Ursache-Wirkungszusammenhänge oder Trends können aber gegenüber den nationalen oder globalen Entwicklungen regionsspezifisch modifiziert sein. Ferner lassen sich zumeist klare regionale Problem- oder Themenschwerpunkte definieren.

Im Modellraum des Biosphärenreservates Rhön stehen beispielsweise Fragen des Schutzes von ausgewählten Biotopen (u. a. Extensivgrünland) und deren charakteristischer floristischer und faunistischer Ausstattung im Vordergrund. Stoffliche Belastungen der Ökosysteme sind dagegen (derzeit) von wesentlich geringerer Bedeutung.

Vergleichbar wurden für das Trilaterale Monitoringprogramm für die Wattenmeere (TMAP) sogenannte „Issues of Concern“ bzw. „Hypothesen“ formuliert, welche auf die wesentlichen Problemschwerpunkte in Wattenmeer-Ökosystemen fokussieren (MARENCIC et al. 1996, CWSS & TMAG 1998). Analog wären für den Nationalpark Berchtesgaden im Zuge einer solchen Regionalisierung von Umwelt- und Managementthemen Fragen zu den Effekten der Wildbestandsregulierung, der Entwicklung von beweideten oder bereits aufgelassenen Almweiden oder einer Waldweidebereinigung zu vertiefen.

Tab. 3: Global und national relevante Umweltprobleme, zu deren Entwicklung die ökosystemare Umweltbeobachtung Aussagen treffen soll.

Problembereich 1 Eutrophierung und Versauerung terrestrischer Ökosysteme und deren Konsequenzen für die Biozöosen	Problembereich 6 Veränderungen der Struktur von Fließ- und Stillgewässern und deren Auswirkungen auf die Biozöosen der Gewässer und ihrer Randbereiche
Problembereich 2 Anreicherung toxischer Substanzen in terrestrischen Ökosystemen und Konsequenzen für die Biozöosen	Problembereich 7 Veränderungen der Biodiversität und deren Folgen
Problembereich 3 Physikalische Bodendegradation (Bodenerosion, Bodenschadverdichtung und Bodenversiegelung) und deren Auswirkungen auf die Ökosysteme und deren Biozöosen	Problembereich 8 Klimaveränderungen und deren Konsequenzen für die Ökosysteme und ihre Biozöosen
Problembereich 4 Eutrophierung und Versauerung von Fließ- und Stillgewässerökosystemen und Konsequenzen für die Biozöosen	Problembereich 9 Veränderungen der vertikalen Ozonverteilung (Sommermog und stratosphärischer (Ozonabbau) und deren Auswirkungen auf die Ökosysteme und ihre Biozöosen
Problembereich 5 Anreicherung toxischer Substanzen in Fließ- und Stillgewässerökosystemen und Konsequenzen für die Biozöosen	Problembereich 10 Veränderungen der Flächennutzung und deren Auswirkungen auf die Ökosysteme und ihre Biozöosen

In Tab. 4 ist die Regionalisierung für das Biosphärenreservat Rhön anhand ausgewählter Teilhypothesen zum Problembereich „Eutrophierung und Versauerung terrestrischer Ökosysteme und deren Konsequenzen für die Biozöosen“ dargestellt.

Der Bezug auf gemeinsame Fragestellungen sollte als erster Schritt der Harmonisierung auf dem Wege zu einer ökosystemaren Umweltbeobachtung betrachtet werden. Nur auf dieser Grundlage lassen sich auch gemeinsame Schwerpunkte für weitere Harmonisierungsschritte z. B. in der Datenerhebung oder auch Datenauswertung bestimmen.

3.2 Parameter der ökosystemaren Umweltbeobachtung – der Kerndatensatz

Die für die Beantwortung der formulierten Fragen und die Erfassung von Veränderungen grundlegender ökosyste-

marer Prozesse erforderlichen Daten lassen sich in einem „Kerndatensatz“ zusammenfassen. Die Daten können dabei aus ganz unterschiedlichen Quellen stammen. So werden die bereits existierenden Mess- und Beobachtungsprogramme des Bundes und der Länder einen entscheidenden Beitrag zur Bereitstellung der erforderlichen Daten leisten. Fehlende Daten können auf verschiedenen Wegen den Datensatz ergänzen: Möglich sind Übertragungen oder Verallgemeinerungen von Daten aus räumlich entfernten Messstellen und Beobachtungsflächen. Hierzu stehen z. T. bereits praxiserprobte Verfahren (wie z. B. Rechenvorschriften für die Ermittlung der Ausbreitung von Luftinhaltsstoffen) zur Verfügung. Außerdem können Daten durch Modellrechnungen aus anderen Daten erzeugt werden (wie z. B. modellgestützte Berechnungen von Nitratausträgern aus dem Boden). In beiden Fällen können und sollten (zeitlich und räumlich limitierte) Kontrollmessungen die berechneten Ergebnisse absichern. Schließlich können auch zusätzli-

Tab. 4: Beispiele für Ursache-Wirkungshypothesen von globaler/nationaler und regionaler/lokaler Bedeutung.

Ursache-Wirkungshypothesen von globaler/nationaler Bedeutung	Ursache-Wirkungshypothesen von regionaler/lokaler Bedeutung am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön
<p>Ursachen: Für die Zukunft ist eine Veränderung des Emissions- und Immissionsregimes, d. h. eine Veränderung der stofflichen Zusammensetzung der Emissionen und Immissionen zu erwarten. Die Versauerung wird in Deutschland zunehmend durch NO_x (insbesondere durch Emissionen aus dem Verkehr), die Eutrophierung in erheblichem Umfang durch NH_3 (insbesondere aus der Viehhaltung und Güllewirtschaft) verursacht werden.</p>	<p>Ursachen: In Folge der geplanten und bereits in Bau befindlichen Verkehrsstraßen in der und um die Rhön (Bundesstraße Fulda-Meinungen als Ost-West-Verbindung durch die Rhön, Autobahnen A66 und A71 sowie Anbindung an A7) werden sowohl der Freizeitverkehr und der Durchgangsverkehr (insbesondere Schwerlastverkehr) als auch der Pendlerverkehr in der Rhön zunehmen. Dies wird eine Zunahme insbesondere von NO_x-Emissionen und -Immissionen zur Folge haben. Darüber hinaus werden auch in Zukunft in relevantem Umfang eutrophierende Stickstoffverbindungen durch Ferntransporte in die Rhön gelangen und dort deponiert werden. Der Nutztierbestand in der Rhön wird angesichts der Neuausrichtung der EU-Agrarpolitik im derzeitigen Umfang erhalten werden. Die Viehdichten werden auch künftig in der Rhön so gering sein, dass Emissionen aus der Tierhaltung im Vergleich zu den Gesamtemissionen keine oder eine zu vernachlässigende Bedeutung haben werden.</p>
<p>Primärwirkungen: Trotz insgesamt rückläufiger Emissionen und Immissionen eutrophierender Substanzen werden – u. a. aufgrund der bereits erheblichen Vorbelastungen – die Critical Loads der Eutrophierung der Ökosysteme auch in Zukunft deutlich überschritten werden.</p>	<p>Primärwirkungen: Infolge der anhaltenden Stickoxideinträge aus der Luft (Verkehr und Ferntransporte) wird das Nährstoffversorgungsniveau der Böden auf nährstoffarmen, ungedüngten Standorten weiter angehoben werden, und dies trotz der nur geringen Nährstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung.</p>
<p>Sekundärwirkungen: Mit der zunehmenden Angleichung der Standortverhältnisse in Deutschland und dem Verlust nährstoffarmer Standorte wird die Verbreitung von Arten, die an nährstoffarme Standorte angepasst sind, weiter zurückgehen. Die Biodiversität wird in Konsequenz dieser Vorgänge weiter abnehmen. An solche Verhältnisse angepasste Arten werden sich insbesondere auf Standorten halten können, die im Rahmen eines gezielten Managements (z. B. Durchführung von Landschaftspflegemaßnahmen) auf einem niedrigen Niveau der Nährstoffversorgung gehalten werden.</p>	<p>Sekundärwirkungen: Nährstoffeinträge aus der Luft werden sich in der Rhön insbesondere auf solchen Flächen auswirken, auf denen keine Nährstoffe durch landwirtschaftliche Nutzung bzw. Landschaftspflege entzogen werden. Die Individuenzahlen von Pflanzenarten, die besonders an nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind, werden durch den Düngungseffekt aus der Luft zugunsten nährstoffliebender Arten abnehmen.</p>

che Datenerhebungen an ausgewählten Standorten oder auf ausgewählten Flächen vorgesehen werden.

Der Kerndatensatz ist neben den Ursache-Wirkungshypothesen eine weitere gemeinsame Plattform der Koordinierung und Harmonisierung von Umweltbeobachtungsprogrammen. Die Arbeiten im Biosphärenreservat Rhön haben gezeigt, dass ein erheblicher Anteil (ca. 80 %) der im Kerndatensatz zusammengestellten Parameter bereits an Messstellen und auf Beobachtungsflächen innerhalb des Biosphärenreservates bzw. in dessen näherem Umfeld im Rahmen von Routinebeobachtungsprogrammen erhoben werden. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass gerade Schutzgebiete und Biosphärenreservate hinsichtlich der Datenverfügbarkeit günstige Voraussetzungen für die Etablierung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung bieten. Im Biosphärenreservat Rhön allein werden von 22 Institutionen über 800 Messstellen oder Beobachtungsflächen betreut.

Die Erfahrungen in der Rhön machen aber auch deutlich, dass es eines erheblichen Arbeitsaufwandes bedarf, sich einen kompletten und aktuellen Überblick über die in einem definierten Gebiet betriebenen Messungen und Beobachtung zu verschaffen. Zur Realisierung bedarf es entweder einer effektiven Koordinierung von Außen oder einer guten Kooperation der messenden Institutionen.

3.3 Empfehlungen für eine harmonisierte Datenerhebung

Für eine Zusammenführung von Daten aus unterschiedlichen Mess- und Beobachtungsprogrammen in der Datenauswertung bestehen dann günstige Voraussetzungen, wenn die Daten mit vergleichbaren Methoden erhoben worden sind. Unter anderem die föderale Struktur der Bundesrepublik und die Vielzahl unterschiedlicher Institutionen, die Umweltdaten erheben, haben aber dazu geführt, dass die Vielfalt der praktizierten Methoden groß ist. Um vergleichbare Vorgehensweisen zu entwickeln, wurden – beginnend mit der Erarbeitung von DIN-Normen (seit 1917) – insbesondere seit Beginn der 90er Jahren verstärkt Bemühungen unternommen, Standards oder zumindest allgemeingültige Richtlinien für die Datenerhebung zu entwickeln. Eine Schlüsselrolle in diesem Prozess spielten u. a. Länderarbeitskreise und Bund/Länderarbeitskreise (wie die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA, die Länderarbeitsgemeinschaft Boden LABO etc.). Diese Aktivitäten haben eine Fülle von Publikationen hervorgebracht, welche die harmonisierte Erhebung innerhalb bestimmter Programme regeln oder Empfehlungen zur methodischen Vorgehensweise bei der Datenerzeugung in Medien wie Boden, Oberflächenwasser oder Grundwasser aussprechen (s. Tab. 5). Diese Richtlinien und Standards werden immer wieder fortgeschrieben.

Als Vorbild für methodische Vereinheitlichungen in Beobachtungsprogrammen sind u.a. die Arbeiten der Umweltprobenbank (Festlegung von Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische

Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben, SOP's, UBA 1996) sowie die Methodenhandbücher zu den Erhebungen im Rahmen der „UN/ECE Convention on Longrange Transboundary Air Pollution“ (EDC 1993), zu den Level II-Dauerbeobachtungsflächen (BMELF 1997) sowie zur Bundesweiten Waldschadenserhebung (WSE) und Bodenzustandserhebung (BZE) im Wald (BMELF 1994) zu nennen. Innerhalb dieser bundesweiten Programme konnte zwischen den unterschiedlichen Bundesländern eine weitreichende Übereinstimmung in der Vorgehensweise der Datenerhebung und -aufbereitung erreicht werden, auch wenn die Daten von unterschiedlichen Institutionen erhoben werden. Ähnliche Entwicklungen sind derzeit im Bodendauerbeobachtungsflächen-Programm (BDF) im Gange, wo ebenfalls auf der Grundlage einer gemeinsamen Verfahrensrichtlinie (LABO 2000) eine Harmonisierung der Datenerhebung angestrebt wird. Auch die Datenerhebungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD), in dessen Händen traditionell die Erfassung von Klima- und Wetterdaten liegt, haben einen hohen Standard der Harmonisierung erreicht.

Die Verfügbarkeit von Harmonisierungs- und Standardisierungsempfehlungen allein ist aber keineswegs ein Garant für eine tatsächlich abgestimmte Vorgehensweise in der Umweltbeobachtung. Erhebliche Bedenken gegen (länder- und programmübergreifende) erhebungsmethodische Anpassungen zum Zwecke einer Harmonisierung gibt es insbesondere dann, wenn die Mess- und Beobachtungsprogramme in Regie der Länder oder gar kleinerer politischer und administrativer Einheiten betrieben werden und zu Zwecken eine landesweiten oder regionalen Berichterstattung (mit eigenen Finanzmitteln) aufgebaut wurden. Das Bewusstsein über die Notwendigkeit eines interinstitutionellen Datenaustauschs, einer Mehrfachnutzung der Daten und einer Zusammenführung der Erkenntnisse aus unterschiedlichen Beobachtungsaktivitäten zu einer „integrierten Kenntnis“ über den Umweltzustand und seine Entwicklung ist dann in vielen Fällen nicht ausreichend, um harmonisierende Veränderungen an den laufenden Programmen vorzunehmen.

Als Argumente gegen eine Anpassung der bislang eingesetzten Erhebungsmethoden werden dabei nicht allein finanzielle und organisatorische Schwierigkeiten geltend gemacht, sondern es wird insbesondere darauf hingewiesen, dass die für viele Standorte bereits erzeugten langjährigen Messreihen umfangreiche Interpretationsmöglichkeiten für die Daten eröffnen und nicht durch Programm- oder Standortsveränderungen unterbrochen werden sollten. Umso wichtiger erscheint vor diesem Hintergrund eine umfassende Qualitätssicherung der Daten, die für Auswertungen im Rahmen der ökosystemaren Umweltbeobachtung genutzt werden sollen.

Eine wesentliche Voraussetzung für erhebungsmethodische Harmonisierungen wird sein, dass die Institutionen, die Messungen und Beobachtungen durchführen, besser über die Ziele und Inhalte ihrer Aktivitäten kom-

Tab. 5: Richtlinien und Standards zur Vereinheitlichung von Umweltbeobachtungsprogrammen.

Autor	Standard, Richtlinie, Empfehlung	Jahr	bearbeitetes Umweltmedium
LAWA	Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit	1998	Luft (Niederschlagsbeschaffenheit)
DVWK	Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition, Merkblatt 229	1994	Luft (Niederschlagsbeschaffenheit)
BFH	United Nations Economic Commission for Europe – Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests, LEVEL II), Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests	1998	Luft (Immission und Deposition), Boden, Klima/Witterung
DVWK	Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen, Merkblatt 230	1994	Klima/Witterung: Niederschlag
DWD	Richtlinie für automatische Klimastationen	1993	Klima/Witterung
SAG-UAG/ LABO	Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen	1993 2000	Boden, Klima/Witterung, Luft (Deposition), Grundwasser
LAWA	Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit	1993	Grundwasser
LAWA	Empfehlungen zur Konfiguration von Messnetzen sowie zu Bau und Betrieb von Grundwassermessstellen (qualitativ)	1999	Grundwasser
DVWK	Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben, DVWK-Regel 128	1992	Grundwasser
DVWK	Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, DVWK-Schriften 125	1999	Grundwasser
LAWA	Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland – 1. Empfehlungen für die regelmäßige Untersuchung der Beschaffenheit der Fließgewässer in den Länder der Bundesrepublik Deutschland, 2. LAWA-Untersuchungsprogramm in den Länder der Bundesrepublik Deutschland	1997	Oberflächenwasser: Fließgewässer:
LAWA	Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Übersichtsverfahren und Verfahren für kleine und große Fließgewässer	1998 1999	Oberflächenwasser: Fließgewässer
AG Bio-indikation/ Wirkungs- ermittlung	Landesweite Erhebung von Immissionswirkungen mit Bioindikatoren.	1997	Bioindikatoren (Reaktions- und Akkumulationsindikatoren)
BFH: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft DVWK: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. DWD: Deutscher Wetterdienst LABO: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LAWA: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser SAG-UAG Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden-Dauerbeobachtung der LABO (Arbeitskreis 2 – Bodeninformationssysteme)			

munizieren. Diesem widerspricht in vielen Fällen aber die zwischen den Institutionen vorgegebene Arbeitsteilung. Die Verwaltungen von Schutzgebieten könnten hier wichtige Mittlerfunktionen wahrnehmen. Sie übernehmen das Management für ein klar abgegrenztes Gebiet und haben damit auch den Auftrag, auf die Aktivitäten von Forschung und Umweltbeobachtung Einfluss zu nehmen. Letztendlich sind die Forschungs- und Beobachtungsergebnisse zum einen die Basis für eine ziel-

führende Planung und Konzeption von Managementmaßnahmen, zum anderen die Säulen der Erfolgskontrolle realisierter Maßnahmen.

Im Rahmen des Rhön-Vorhabens wird derzeit diskutiert, in welcher Form die drei Verwaltungsstellen des Biosphärenreservates eine koordinierende Funktion für die künftige Organisation der Umweltbeobachtung übernehmen können.

3.4 Auswertungskonzept der ökosystemaren Umweltbeobachtung

Die vom SRU kritisierte Unzulänglichkeit der bestehenden Mess- und Beobachtungsstruktur in Deutschland besteht nicht nur in einer ungenügend abgestimmten Erhebung der Beobachtungsparameter, sondern im besonderen Maße auch in einer unzureichenden oder gar fehlenden Datenauswertung, welche die bestehenden Möglichkeiten auch zu komplexeren Interpretationen der Beobachtungsergebnisse nicht nutzt.

Von den bereits erwähnten Arbeitsgruppen, die wichtige Schritte zu einer Harmonisierung der Datenerhebung eingeleitet haben (s. Tab. 5), sind z. T. auch Vorschläge zur Auswertung von Umweltdaten zusammengetragen worden (z. B. DVWK 1999: Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschafftheitsdaten). Diese Vorschläge und Empfehlungen erreichen aber bisher nicht das Niveau komplexerer und über mehrere Umweltmedien integrierender Auswertungen.

Von den datenerhebenden Landesämtern und Landesanstalten wird immer wieder darauf hingewiesen, dass die erhobenen Daten zwar umfangreiche Möglichkeiten zur Auswertung und Bewertung eröffnen, diese Arbeiten aber im Routinebetrieb der Behörden vielfach nicht, zumindest aber nicht befriedigend ausgeführt werden können.

Das Auswertungskonzept der ökosystemaren Umweltbeobachtung, das im Rahmen des Rhön-Vorhabens konzeptionell entwickelt wurde, greift die skizzierten

Probleme auf. Mit Bezugnahme auf die Fragen, die mit den Ergebnissen aus der ökosystemaren Umweltbeobachtung beantwortet werden sollen, wurden mögliche Auswertungsmethoden zusammengetragen. Dabei handelt es sich um einfache Methoden, die z. B. bereits in der Routineauswertung etabliert sind oder im Rahmen von behördlich beauftragten Forschungsvorhaben mit dem Ziel entwickelt wurden, die Auswertungsmöglichkeiten für Daten aus Routinemessprogrammen zu erweitern. Darüber hinaus wurden aber auch Perspektiven für den Einsatz komplexerer Auswertungsmethoden aufgezeigt.

Eine Möglichkeit zu einer solchen integrierenden und komplexen Datenauswertung bieten ökosystemare Modelle, die in der (Ökosystem-)forschung entwickelt wurden und sich bereits als praxistauglich erwiesen haben. Modelle versprechen im Grundsatz, folgende Leistungen für die ökosystemare Umweltbeobachtung zu erbringen:

- Modelle ermöglichen eine stärker integrierende (medienübergreifende) Auswertung von Umweltdaten, indem mehrere Datensätze aus verschiedenen sektoral oder medial orientierten Erhebungen in einem Auswertungsvorgang verknüpft werden.
- Über eine modellgestützte Datenauswertung können prognostische oder zumindest szenarische Aussagen zur künftigen Entwicklung der Umwelt getroffen werden. Ergebnisse solcher Szenarienberechnun-



Abb. 1: Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder.

gen, die eine Vorhersage künftiger Entwicklungen des Umweltzustandes unter hypothetisch angenommenen Rahmenbedingungen und eine – wenn auch grobe – Quantifizierung dieser Veränderungen ermöglichen, können wichtige Hilfestellung z. B. bei der Konzipierung von Managementmaßnahmen leisten.

- Mit dem Einsatz von Modellen kann der Erhebungsaufwand in der Umweltbeobachtung ggf. dadurch reduziert werden, dass (insbesondere nur mit großem Aufwand messbare) Daten berechnet statt erhoben werden (kontrollierende Messungen sind jedoch stets erforderlich).
- Bestimmte Modelle ermöglichen es, in Kombination mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) punktuell erhobene Daten mit flächenhaft vorliegenden Daten so zu verknüpfen, dass auch dynamische Prozesse flächendeckend dargestellt werden können. Auf diese Weise können nicht nur einzelne Standorte sondern größere Gebiete flächendeckend hinsichtlich bestimmter Entwicklungen beschrieben werden.

Im Rahmen des Rhön-Vorhabens wurden die Einsatzmöglichkeiten von Modellen kritisch diskutiert und ein Modelleinsatz anhand eines praktischen Beispiels erprobt. Für den pilothaften Modelleinsatz wurde ein am Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität Kiel entwickeltes Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen ausgewählt (WASMOD, REICHE 1996). Es wurde bereits für mehrere Standorte kalibriert und validiert und hat in diesen Anwendungsfällen seine Praxistauglichkeit beweisen können. Für den pilothaften Einsatz in einem Wassereinzugsgebiet im bayerischen Teil des Biosphärenreservates wurden lediglich Daten aus den bestehenden Mess- und Beobachtungsprogrammen sowie flächendeckend verfügbare Grundlagendaten eingesetzt, die von den zuständigen Landesämtern und Landesanstalten Bayerns, Hessens und Thüringens für das Vorhaben zur Verfügung gestellt wurden.

Neben der Modellierung des Ist-Zustandes (s. Abb. 1) wurden auch verschiedene Szenarien berechnet. Sie thematisieren wasser- und stoffhaushaltliche Verände-



Bild 4: Zirben an der Waldgrenze. Diaarchiv der Nationalparkverwaltung.

rungen bei angenommenen Veränderungen der Landnutzung und Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen.

Die mit der Auswertung verbundenen organisatorischen Probleme (wie z. B. fehlende Kapazitäten in den Behörden) konnte das Rhön-Vorhaben nicht lösen. Es konnte lediglich das Bewusstsein stärken, dass sich Bemühungen um eine Harmonisierung von Beobachtungsprogrammen keineswegs allein auf die Datenerhebung, sondern in Zukunft deutlich stärker auch auf die Datenauswertung richten sollten. Ferner sollte – das hat der Modelleinsatz gezeigt – auch eine geringe Datendichte oder das Fehlen von Parameter-Erhebungen in einem Gebiet nicht als Argument genutzt werden, auf komplexere Auswertungen zu verzichten. Vielmehr sollte die Präsentation von Erhebungs- und Modellierungsergebnissen stets Aussagen zur Verlässlichkeit und Treffsicherheit der Aussagen beinhalten.

4 Perspektiven für die Umsetzung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung im Nationalpark und Biosphärenreservat Berchtesgaden

Der Nationalpark und das Biosphärenreservat sind in vielerlei Hinsicht für eine (schrittweise) Umsetzung der ökosystemaren Umweltbeobachtung prädestiniert:

Nach der Verabschiedung des Nationalparkplans gibt es in Berchtesgaden aktuellen Bedarf nach einer die Umsetzung der Maßnahmen begleitenden Erfolgskontrolle. Sie soll durch Aktivitäten der Forschung und Umweltbeobachtung unterstützt werden. Das bedeutet, der Nationalpark hat derzeit ein gesteigertes Eigeninteresse an der Realisierung von Vorhaben, die sich managementrelevanten Fragestellungen widmen.

Innerhalb Deutschlands ist der Nationalpark Berchtesgaden das einzige Großschutzgebiet, das alpine Lebensräume beheimatet. Wenn man sich die Koordinationsleitungen zunutze machen will, die Schutzgebietsverwaltungen grundsätzlich für die Zusammenführung von Daten aus Beobachtungsprogrammen unterschiedlicher Institutionen leisten können, dann ist der Nationalpark Berchtesgaden der einzige Raum in Deutschland, in dem eine koordinierte und ökosystemare Umweltbeobachtung von alpinen Lebensräumen verhältnismäßig leicht etablierbar erscheint.

Darüber hinaus wird immer wieder betont, dass die alpinen Lebensräume aufgrund ihrer besonders hohen Empfindlichkeit für eine Umweltbeobachtung geeignet sind, die den Anspruch erhebt, Frühwarnfunktionen zu erfüllen. Zahlreiche (globale) Umweltveränderungen führen vermutlich in Gebirgsökosystemen rascher zu Konsequenzen als in Flachlandökosystemen. So ermöglicht beispielsweise die klimatogene Höhenstufengliederung

im Gebirge mit ihrer charakteristischen Anordnung von Pflanzengesellschaften und dem Vorkommen hochspezialisierter Arten die Erfassung von klimatischen Veränderungen, die mit einer alleinigen Aufzeichnung von Wetterdaten möglicherweise nicht so eindeutig erkennbar werden (GOTTFRIED et al. 1994). Mit einem vergleichbaren Ziel werden in den Alpen bereits seit Jahrzehnten Schneedecken und Gletscher beobachtet.

Die ökosystemare Umweltbeobachtung hat den Anspruch, mit einer sowohl ursachen- als auch wirkungsseitigen Beobachtung natürlich bedingte von anthropogen verursachten Umweltveränderungen zu trennen (SRU 1991). Der Nationalpark Berchtesgaden schließt Räume ein, die derzeit nahezu frei von menschlichem



Bild 5: Stoffflüsse im Winter. Diaarchiv der Nationalparkverwaltung.

Einfluss sind. Die Beobachtung der Entwicklung von Strukturen und der Veränderung von Prozessen auf solchen „0“-Flächen ist von unschätzbarem Wert für die Interpretation und Bewertung von Veränderungen in anthropogen beeinflussten Ökosystemen.

In Berchtesgaden sind bereits heute viele fachlichen und organisatorischen Voraussetzungen für die Realisierung der ökosystemaren Umweltbeobachtung geschaffen. Das Geographische Informationssystem der Nationalparkverwaltung spielt eine Schlüsselrolle bei der Koordination der zahlreichen im Nationalparkgebiet und seinem Vorfeld durchgeführten und noch laufenden Datenerhebungen. Einschlägige Erfahrungen mit der Zusammenführung von Informationen aus mehreren Umweltsektoren und von Forschungsergebnissen aus unterschiedlichen Disziplinen wurden bereits im Zuge der Nationalparkplanung gesammelt. Mit GIS-Unterstützung war es möglich, integrierte Bewertungskarten zur Schutzwürdigkeit und Gefährdung der Ökosysteme und Biotop sowie von Einzelarten zu erstellen.

Die Idee zur Nutzbarmachung von Modellen für integrierende Datenauswertungen und die ökosystemare Umweltbeobachtung hat ihre Ursprünge u.a. in der MAB 6-Ökosystemforschung Berchtesgaden (KERNER et al. 1991). Hier wurde bereits die Vorstellung entwickelt, alle im Rahmen des langjährigen Forschungsvorhabens erhobenen Daten in einem ökosystemaren Modell zusammenzuführen und auf diesem Wege Zusatzinformationen zu den Entwicklungen des Systems zu gewinnen, die über die einzelnen (medial- und sektoral ausgerichteten) Forschungsergebnisse hinausreichen. Dieses Gedankenmodell lieferte einen wichtigen Impuls z. B. für die Entwicklung des im Biosphärenreservat Rhön und künftig auch im Nationalpark Berchtesgaden eingesetzten Wasserhaushalt- und Stoffflussmodells und war Voraussetzung dafür, dass die Arbeit mit Modellen heute zum „Alltagsgeschäft“ im Nationalpark Berchtesgaden gehört (u. a. EBERHARDT 2002, BRENDEL et al. 2002). Einige der in Berchtesgaden bereits etablierten Modelle erscheinen auch für integrierende Auswertungen im Rahmen einer ökosystemaren Umweltbeobachtung interessant.

Die Nationalparkverwaltung kann also in Sachen sektorübergreifende Datenzusammenführung und Auswertung bereits auf eine lange Tradition zurückblicken, während in zahlreichen anderen (Schutz-)gebieten noch daran gearbeitet wird, die organisatorischen und technischen Voraussetzungen für ein solches Datenmanagement zu schaffen.

Der geplante Einsatz des im Biosphärenreservat Rhön erprobten Wasserhaushalts- und Stoffflussmodells WASMOD im Nationalpark Berchtesgaden ist als erster Schritt auf dem Wege zur Realisierung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung in Berchtesgaden zu betrachten.

Literatur

- AGBR (Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland) 1995: Biosphärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung, Berlin, 377 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) 2001: Nationalparkplan Berchtesgaden, 30.3.2001. Bearbeitung: Nationalparkverwaltung unter Mitwirkung von Bosch & Partner GmbH.
- BRENDEL, U., EBERHARDT, R. & K. WIESMANN-BRENDEL 2002: Der Steinadler in den Berchtesgadener Alpen. In diesem Band.
- BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg.) 1994: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) – Arbeitsanleitung, Bonn, 158 S.
- BMELF (Hrsg.) 1997: Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald – Level II, Methodenleitfaden, Bonn, 126 S.
- CONDAT 1998: Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungsprogramm, i. A. des Umweltbundesamtes, unveröffentlichter Endbericht der Arbeitsgruppe 1, Berlin, 46 S. und Anhänge.
- CWSS & TMAG (Common WaddenSea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Hrsg.) 1998: Implementation of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Final Report, unveröffentlicht, o.O.
- DREGER, F., LUTHARDT, V. & W.-G. VAHRSON 1999: Ökosystemare Umweltbeobachtung – eine Hauptaufgabe in Biosphärenreservaten – Rahmenbedingungen und Vorgehensweise für die Biosphärenreservate Schorfheide-Chorin und Spreewald. In: Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, Bd. 33, Berlin: 49–54.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) 1999: Methoden zur Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, DVWK-Schriften 125, Bonn, 113 S. und Anhänge.
- EBERHARDT, R 2002: Ökologisch orientierte Modellbildung zur potenziellen Schneedeckenverteilung im Biosphärenreservat Berchtesgaden. In diesem Band.
- EDC (Environmental Data Centre) (Hrsg.) 1993: Manual for Integrated Monitoring, Programme Phase 1993–1996, Environmental Report 5, Helsinki.
- EEA (European Environment Agency) 1999: Environment in the European Union at the turn of the century, Environmental assessment report no. 2, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 446 p.
- GOTTFRIED, M., PAULI, H. & G. GRABHERR 1994: Die Alpen im „Treibhaus“: Nachweis für das erwärmungsbedingte Höhersteigen der alpinen und nivalen Vegetation, Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt.

- IUCN (The World Conservation Union) 1994: Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten, Nationalparkkommission mit Unterstützung des WCMC, IUCN, FÖNAD, Grafenau.
- KERNER, H.F., SPANAU, L. & J. KOPPEL (Hrsg.) 1991: Methoden zur angewandten Ökosystemforschung, entwickelt im MAB-Projekt 6 Ökosystemforschung Berchtesgaden, MAB-Mitteilungen 35.1, Bonn.
- KEUNE, H. 1992: Ökosystembeobachtung, Aufgaben von UNEP und UNESCO, MAB-Mitteilungen 36: 13-14.
- KLITZING von, 2000: Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogrammes im Rahmen eines Stufenkonzepts der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 2: Fortschreibung der Dokumentation von Programmen anderer Ressorts, F+E-Vorhaben 299 82 212, 8 S. + Anlagen. MARENCIC, H., BAKKER, J., FARKE, H., GATJE, C., DE JONG, F., KELLERMANN, A., LAURSEN, K., PEDERSEN, T.F. & J. DE VLAS 1996: The Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Expert Workshops 1995/1996, Wadden Sea Ecosystem No. 6, Common Wadden Sea Secretariat & Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.
- MULLER F., BRECKLING B., BREDEMEIER M., GRIMM V., MALCHOW H., NIELSEN S.N. & E. REICHE 1997: Ökosystemare Selbstorganisation. In: FRANZLE O., MULLER F. & W. SCHRODER (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Landsberg am Lech, Kapitel III-2.4, 19 S.
- MULLER, F. & M. LEUPELT 1998: Eco Targets, Goal Functions, and Orientors, Berlin, 619 S.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1994: Environmental Indicators – OECD Core Set, Paris.
- REICHE, E.W. 1996: WASMOD – Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen, Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes, EcoSys Bd. 4: 143-163.
- SANW (Schweizerische Akademie für Naturwissenschaften, Hrsg.) 1994: Erste Ergebnisse des Alpenforums 94 in Disentis, Disentis.
- SCHONTHALER, K., KERNER, H.F., KOPPEL, J. & L. SPANAU 1997: Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Wissenschaftlich-fachlicher Ansatz, UBA-Texte 32/97, Berlin, 45 S.
- SCHONTHALER K, MEYER, U., POKORNY, D., REICHENBACH M., SCHULLER, D. & W. WINDHORST 2001: Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön, F+E-Vorhaben 296 91 076/01 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, unveröffentlichter Schlussbericht vom 30.9.1999, München, 256 S. und Ergänzungsband.
- SCHRODER, W., FRANZLE, O., DASCHKEIT, A., BARTELS, F., KASKE, A., KERRINNES, A., SCHMIDT, G. & C. STECH 1998: Methodik und Organisation eines Bodenmonitoring, UBA-Texte 21/98, Berlin.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) 1991: Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten Oktober 1990, Stuttgart.
- UBA (Umweltbundesamt) 1996: Umweltprobenbank des Bundes: Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA 1998: Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes – Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts, UBA-Texte73/98, Berlin, 76 S. und Anhänge.

Anschrift der Autorin:

Dipl.-Ing. Konstanze Schönthaler
 Bosch & Partner
 Josephspitalstraße 7
 D-80331 München

Autorenverzeichnis

Mag. rer. nat. Kristina Bauch
Nationalpark Hohe Tauern/
Nationalparkverwaltung Salzburg
Kapruner Straße 7
A-5700 Zell am See

Dr. Ralf Bögel
Waldhauserstraße 16
D-83471 Schönau am Königssee

Dipl.-Biol. Ulrich Brendel
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83498 Bischofswiesen

Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83498 Bischofswiesen

Dipl.-Geogr. Rolf Eberhardt
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83489 Bischofswiesen

Dr. Flurin Filli
Schweizerischer Nationalpark
Nationalparkhaus Zerne
CH-7530 Zerne

Dipl.-Biol. Helmut Franz
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dipl.-Biol. Barbara Frühwald
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dr. Reinhard Gerecke
Biesingerstr. 11
D-72070 Tübingen

Prof. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber
Lehrstuhl für Landschaftsökologie der
TU München-Weihenstephan
D-85354 Freising-Weihenstephan

Mag. rer. nat. Peter Hecht
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Mag. rer. nat. Doris Huber
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Herrn
Prof. Dr. sc. techn. Ulrich Kias
Fachhochschule Weihenstephan
Fachbereich Landschaftsarchitektur
Landschaftsinformatikzentrum
Am Hofgarten 4
D-85350 Freising-Weihenstephan

Dr. Volkmar Konnert
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dr. Monika Konnert
Bayerische Landesanstalt für
forstliche Saat- und Pflanzenzucht
Am Forstamtsplatz 1
D-83317 Teisendorf

Dr. Ewald Langenscheidt
Geo & Natur, Umweltinformation
Aicha 1
D-94094 Rotthalmünster

Dipl.-Geogr. Annette Lotz
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6
D-83471 Berchtesgaden

Dr. Peter Pechacek
Sportplatzweg 2
D-84186 Vilsheim

Dipl.-Ing. Konstanze Schönthaler
Bosch & Partner
Josephspitalstraße 7
D-80331 München

Dipl.-Biol. Isabel Schrankel
Musée national d'histoire naturelle,
Section zoologie 24, rue Münster
L-2160 Luxembourg

Dr. Astrid Schuster
Vinkelvej 5, Ganløse
DK-3660 Stenløse

Dipl.-Geogr. Karin Wiesmann-Eberhardt
Zukunft Biosphäre
Dachlmoosweg 6
D-83483 Bischofswiesen

In der Reihe der Forschungsberichte sind erschienen:

- Nr. 1 G. Enders
Theoretische Topoklimatologie
- Nr. 2 R. Bochter, W. Neuerburg, W. Zech
Humus und Humusschwund im Gebirge
- Nr. 3 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Zur Situation der Greifvögel in den Alpen
- Nr. 4 G. Enders
Kartenteil: Theoretische Topoklimatologie
- Nr. 5 O. Siebeck
Der Königssee – Eine limnologische Projektstudie
- Nr. 6 R. Bochter
Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten
- Nr. 7 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Der Funtensee
- Nr. 8 H. Schmid-Heckel
Zur Kenntnis der Pilze in den Nördlichen Kalkalpen
- Nr. 9 R. Boller
Diplopoden als Streuzersetzer in einem Lärchenwald
- Nr. 10 E. Langenscheidt
Höhlen und ihre Sedimente in den Berchtesgadener Alpen
- Nr. 11 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Das Bärenseminar
- Nr. 12 H. Knott
Geschichte der Salinenwälder von Berchtesgaden
- Nr. 13 A. Manghabati
Einfluß des Tourismus auf die Hochgebirgslandschaft
- Nr. 14 A. Spiegel-Schmidt
Alte Forschungs- und Reiseberichte aus dem Berchtesgadener Land
- Nr. 15 H. Schmid-Heckel
Pilze in den Berchtesgadener Alpen
- Nr. 16 L. Spandau
Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden
- Nr. 17 W. Berberich
Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses
- Nr. 18 U. Mäck, R. Bögel
Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Barteiger
- Nr. 19 B. Dittrich, U. Hermsdorf
Biomonitoring in Waldökosystemen
- Nr. 20 F. Kral, H. Rall
Wälder – Geschichte, Zustand, Planung
- Nr. 21 M. Klein, R.-D. Negele, E. Leuner, E. Bohl, R. Leyerer
Fischbiologie des Königssees: Fischereibiologie und Parasitologie
- Nr. 22 W. Traunspurger
Fischbiologie des Königssees: Nahrungsangebot und Nahrungswahl, Bd. I
- Nr. 23 R. Gerstmeier
Fischbiologie des Königssees: Nahrungsangebot und Nahrungswahl, Bd. II
- Nr. 24 W. Hecht, M. Förster, F. Pirchner, R. Hoffmann, P. Scheinert, H. Rettenbeck
Fischbiologie des Königssees: Ökologisch-genetische Untersuchungen am Seesaibling und Gesundheitsstatus der Fische
- Nr. 25 G. Hofmann
Klimatologie des Alpenparks
- Nr. 26 K. Rösch
Einfluß der Beweidung auf die Vegetation des Bergwaldes
- Nr. 27 H. Remmert, P. G. Rey, W. R. Siegfried, W. Scherzinger, S. Klaus
Kleinstmögliche Populationen bei Tieren
- Nr. 28 B. Müller, W. Berberich, A. David
Schalenwild
- Nr. 29 J. Köppel
Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt
- Nr. 30 H. Zierl et al.
Die Wallfahrt über das Steinerne Meer
- Nr. 31 P. Pechacek
Spechte im Nationalpark Berchtesgaden
- Nr. 32 Chr. Dommernuth
Beschleunigte Massenabtragung im Jennergebiet
- Nr. 33 R. Bögel
Untersuchungen zur Flugbiologie und Habitatnutzung von Gänsegeier
- Nr. 34 A. Schuster
Singvögel im Biosphärenreservat Berchtesgaden
- Nr. 35 M. Höper
Moose – Arten, Bioindikation, Ökologie
- Nr. 36 T. Barthelmeß
Die saisonale Planktonzuckzession im Königssee
- Nr. 37 W. Lippert, S. Springer, H. Wunder
Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks
- Nr. 38 G. Gödde
Die Holzbringung um den Königssee
- Nr. 39 A. Stahr
Bodenkundliche Aspekte der Blaikenbildung auf Almen
- Nr. 40 R. Braun
Die Geologie des Hohen Gölls
- Nr. 41 F. Gloßner, R. Türk
Die Flechtengesellschaften im Nationalpark Berchtesgaden und dessen Vorfeld
- Nr. 42 R. Türk, H. Wunder
Die Flechten des Nationalparks Berchtesgaden und angrenzender Gebiete
- Nr. 43 V. Konnerth, J. Siegrist
Waldentwicklung im Nationalpark Berchtesgaden von 1983 bis 1997
- Nr. 44 S. Schmidlein
Aufnahme von Vegetationsmuster auf Landschaftsebene
- Nr. 45 Uli Brendel, Rolf Eberhardt, Karin Wiesmann-Eberhardt, Werner d'Oleire-Oltmanns
Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen
- Nr. 46 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Forschung im Nationalpark Berchtesgaden von 1978 bis 2001

Zu beziehen über die
Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Doktorberg 6, D-83471 Berchtesgaden

