



---

## Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden

---



---

Einst fast ausgestorben, gilt der Alpensteinbock als Musterbeispiel einer erfolgreichen Wiedereinbürgerung von Wildtierarten. Heute wieder über weite Teile des europäischen Alpenraumes verbreitet, zählt der Hochgebirgsbewohner auch im Nationalpark Berchtesgaden zum Standwild.

Foto: A. David



---

## Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden

---

**Walter Berberich & Valeska Riechert**

Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden

**Britta Müller**

Habitatnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus*) im Biosphärenreservat Berchtesgaden

**Andreas David**

Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex*) in den Berchtesgadener Alpen

Impressum:

Nationalpark Berchtesgaden  
Forschungsbericht 28/1994

Herausgeber:  
Nationalparkverwaltung Berchtesgaden  
im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums  
für Landesentwicklung und Umweltfragen

Alle Rechte vorbehalten!

ISSN 0172-0023  
ISBN 3-922325-30-0

Satz und Druck:  
Berchtesgadener Anzeiger

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1</b>	<b>Vorwort</b> 6
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiete</b> 7
<b>3</b>	<b>Methoden</b> 10
3.1	Fang, Markierung und Radiotelemetrie 10
3.2	Sichtbeobachtung 11
3.2.1	Geschlechts- und Altersbestimmung des Steinwildes 11
3.2.2	Individuelles Erkennen von Steinböcken 12
3.3	Das Geographische Informationssystem als analytisches Instrument in der wildbiologischen Forschung 12
3.3.1	Geographische Informationssysteme (GIS) 12
3.3.1.1	Edv-technische Aufbereitung des Datenmaterials 13
3.3.2	Modelle zur Homerangeberechnung 14
3.3.2.1	Bisherige Homerangemodelle 14
3.3.2.2	Ein nutzungs- und ressourcenorientiertes Modell zur Homerange- und Habitatanalyse 14
<b>4</b>	<b>Schlußbetrachtung</b> 19
<b>5</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> 21
TEIL 1:	
<b>Raumnutzung des Rotwildes (<i>Cervus elaphus</i>) im Nationalpark Berchtesgaden von Walter Berberich &amp; Valeska Riechert</b> 27	
<b>1</b>	<b>Einleitung und Aufgabenstellung</b> 27
<b>2</b>	<b>Zur geschichtlichen Entwicklung des Rotwildbestandes</b> 28
<b>3</b>	<b>Material</b> 29
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b> 33
4.1	Jahreszeitliches Verteilungsmuster in den Höhenstufen des Untersuchungsgebietes 33
4.2	Standortstreue 38
4.3	Größe der Sommer- und Herbsthomeranges 38
4.4	Dynamik der Raumnutzung 40
4.5	Habitatnutzung und Habitatpräferenz 40
4.5.1	Nutzung der unterschiedlichen Landschaftstypen 43
4.5.2	Nutzung der Waldgesellschaften nach Baumarten-Mischungsformen 44
4.5.3	Nutzung der Waldgesellschaften nach Waldentwicklungsphasen 44
4.5.4	Nutzung der Waldgesellschaften nach der Naturnähe des Waldaufbaus 45
4.5.5	Raumnutzung unter dem Aspekt der Verbißschäden 46
4.6	Umsetzung der Ergebnisse in Rotwildverbreitungskarten für das Biosphärenreservat Berchtesgaden 46
4.6.1	Rechenvorschrift und Verbreitungskarten 46
4.6.2	Flächenstatistische Auswertung 49
4.7	Rotwilddichte im Nationalpark Berchtesgaden 49
<b>5</b>	<b>Diskussion</b> 50
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung</b> 55
<b>7</b>	<b>Danksagung</b> 56

## TEIL 2:

**Habitatnutzung des Rehwildes (*Capreolus capreolus*)  
im Biosphärenreservat Berchtesgaden von Britta Müller** 57

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	57
<b>2</b>	<b>Ergebnisse</b>	59
2.1	Lage der Streifgebiete	59
2.2	Größe der Streifgebiete	59
2.3	Habitatnutzung und Habitatpräferenz	59
2.4	Potentielle Verbreitung des Rehwildes im Biosphärenreservat Berchtesgaden	61
2.5	Zur Verbißsituation in einem Rehlebensraum	61
2.6	Nutzungsdynamische Muster innerhalb der Homeranges	65
2.7	Analyse intraspezifischer Homerangeüberlappung	66
<b>3</b>	<b>Diskussion</b>	70
3.1	Zur Habitatnutzung des Rehes	70
3.2	Kritik zu dem nutzungs- und ressourcenorientierten Modell zur Homerange- und Habitatanalyse von Wildtieren in der Landschaft	72
<b>4</b>	<b>Zusammenfassung</b>	73
<b>5</b>	<b>Danksagung</b>	74

## TEIL 3:

**Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex*)  
in den Berchtesgadener Alpen von Andreas David** 75

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	75
<b>2</b>	<b>Material</b>	77
2.1	Herkunft der bearbeiteten Tiere	77
2.2	Zur Bestandsentwicklung, Populations- und Altersstruktur	77
2.3	Klima	77
2.4	Konkurrenz zu anderen Schalenwildarten	77
2.5	Erstellen potentieller Verbreitungskarten für das Steinwild	77
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	78
3.1	Entwicklung und aktueller Stand der Population im Hagengebirge	78
3.1.1	Bestandsentwicklung	78
3.1.2	Populationsstruktur	78
3.1.2.1	Geschlechterverhältnis und Altersstruktur	78
3.1.2.2	Zuwachs-, Mortalitäts- und Wachstumsrate	79
3.1.2.3	Mortalität durch die Sarcopitesräude	80
3.2	Klima	82
3.3	Raumnutzung	82
3.3.1	Einstände und Einstandswechsel	82
3.3.2	Landschaftstyp	86
3.3.3	Meereshöhe	86
3.3.4	Hangexposition	87
3.3.5	Hangneigungsstufen	87
3.3.6	Pflanzengesellschaften	87
3.4	Potentielle Verbreitung des Alpensteinbocks in den Berchtesgadener Alpen	90
3.5	Konkurrenz zu anderen Schalenwildarten	92
3.6	Gruppenstrukturen und Verhalten in der Gruppe	93
3.6.1	Geißen mit Kitzen	93
3.6.2	Nicht führende Geißen	97
3.6.3	Böcke und Geißen	98

	Seite	
3.6.4	Böcke	98
3.7	Fluchtdistanzen	99
3.8	Verhalten bei Störung	100
3.8.1	Hubschrauber	100
3.8.2	Hunde	100
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	101
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung</b>	109
<b>6</b>	<b>Danksagung</b>	110

# 1 Vorwort

Der wildbiologisch „vorgebildete“ Leser dieses zusammenfassenden Berichtes zum Schalenwild im Nationalpark Berchtesgaden wird zunächst mutmaßen, daß es sich bei der vorliegenden Arbeit um ein weiteres Segment in der langen Reihe der Veröffentlichungen im Rahmen der mittlerweile hinlänglich bekannten Problematik „Wald und Wild, Verbißschäden etc.“ handelt. Daß dem nicht so ist, wenn auch dieses Thema durchaus seinen ihm gebührenden Rahmen findet, liegt in der Geschichte dieses Berichtes, in der besonderen Nationalparksituation und nicht zuletzt in den technischen Möglichkeiten der Datenverarbeitung seitens der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden begründet.

Zum einen ermöglichte die zeitliche Überschneidung der Einzelprojekte und somit der ständige persönliche Kontakt der Autoren eine denkbar gute Koordination und Absprache der jeweiligen Fragestellungen und Feldarbeiten. Das Ziel der ein-

zelnen Arbeiten war die Untersuchung und Darstellung der Ökologie sowie der Habitat- bzw. Raumnutzung im Jahreslauf von Rot-, Reh- und Steinwild im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Ziel der Nationalparkverwaltung wiederum war, einen vergleichenden Überblick über die Lebensraumnutzung der einzelnen Arten im Park inclusive eventueller Überschneidungen zu bekommen, um so das Schalenwildmanagement beispielsweise im jagdlichen Bereich für das Gesamtgebiet optimieren zu können.

Der Einsatz des Geographischen Informationssystems ARC/INFO in der Auswertungsphase zur Erstellung potentieller Karten zur Habitatnutzung und zur Habitatpräferenz ermöglichte die Vergleichbarkeit der gesammelten Daten sowie grundlegende Einblicke in die Lebensraumüberschneidung bzw. -ausgrenzung der einzelnen Schalenwildarten in puncto Landschaftstyp, Exposition, Hangneigung und Höhenstufe in einem exakt definierten Raum der europäischen Alpen.

Somit stellt dieser Bericht einen richtungsweisenden Beitrag modernen Schalenwildmanagements dar, der im Interesse von Wald und Wild hoffentlich europaweit Nachahmung finden wird.

## 2 Untersuchungsgebiete

Die dargestellten Untersuchungen zur Raumnutzung der drei Schalenwildarten Rothirsch (*Cervus elaphus* L. 1758), Reh (*Capreolus capreolus* L. 1758) und Steinbock (*Capra ibex* L. 1758) wurden im Biosphärenreservat Berchtesgaden durchgeführt. Das 460 km<sup>2</sup> große Gebiet liegt im äußersten Südosten Deutschlands und grenzt an das österreichische Bundesland Salzburg. Es schließt den „Berchtesgadener Nationalpark“ mit ca. 210 km<sup>2</sup> und das nördlich angrenzende „Vorfeld“ mit ca. 250 km<sup>2</sup> ein, in dem u. a. die Gemeinden Berchtesgaden, Schönau, Ramsau, Bischofswiesen und Marktschellenberg liegen.

Frühzeitige Schutzbestrebungen ließen in diesem Gebiet bereits im Jahre 1919 den ersten großen Pflanzenschonbezirk Bayerns entstehen, der im Jahre 1920 zum Naturschutzgebiet Königssee erklärt wurde. Im Jahre 1953 tauchten erste Gedanken zur Errichtung eines Nationalparks auf, die 1970 wieder aufgegriffen wurden und im Juli 1972 mit der Planung eines Alpenparks durch den Bayerischen Landtag konkrete Formen annahmen. Im August 1978 wurde schließlich der Nationalpark Berchtesgaden gegründet. Nach dem Nationalpark Bayerischer Wald war er der zweite Nationalpark Deutschlands.

Die Untersuchungen am Rot- und Steinwild beschränkten sich ausschließlich auf das Gebiet bzw. Teilgebiete des National-

parks, während die Arbeit am Rehwild auf einer ausgewählten Untersuchungsfläche am nördlichen Rand des Nationalparks besonders auch die besiedelten Bereiche des Vorfeldes einbezieht.

Das Biosphärenreservat liegt in der submontanen bis alpinen Stufe und reicht von ca. 500 bis 2713 Meter ü. NN (Watzmann). Der am tiefsten gelegene Landschaftsraum (500 bis 900 Meter ü. NN) umfaßt das Berchtesgadener und Ramsauer Becken mit flachwelligen und hügeligen Landschaftsteilen sowie einigen Flußtäälern. Die Mittelgebirge steigen aus den Talungen bis zu etwa 1400 Meter ü. NN auf. Die vier Gebirgsstöcke des Nationalparks Hagengebirge, Watzmann, Hochkalter und Reiteralpe werden durch die drei Täler Königssee, Wimbachtal und Klausbachtal getrennt. Diese tief eingeschnittenen Täler mit zum Teil extrem steilen Flanken sowie die für die Berchtesgadener Alpen typischen Plateaugebirge charakterisieren das Landschaftsbild des Hochgebirges.

Das gesamte Gebiet gehört zu den nördlichen Kalkalpen. Der geologische Aufbau der landschaftsbestimmenden Gebirgsstöcke wird im wesentlichen von drei Formationsstufen der alpinen Trias gebildet: Die Werfener Schichten der Unteren Trias entsprechen den sanften Wiesenhängen, die überwiegend im nördlichen Vorfeld des Nationalparks anzutreffen sind. Der Ramsaudolomit aus der Mittleren Trias bestimmt den bewaldeten Anstieg. Darüber liegt der Dachsteinkalk, der die Plateaus und die steil abfallenden Wände aufbaut.

Für die Gesamtfläche des Nationalparks kann nach RALL (1990) folgende Flächengliederung angegeben werden: Wälder



Abb. 1:  
Geographische Lage des  
Nationalparks Berchtesgaden.

39 %, Latschenfelder 6 %, Almen 3 %, alpine Matten 6 %, Fels 43 % und Seen 3 %. Durch den großen Holzbedarf der Salinen wurde der Wald im Verlauf des 17. und 18. Jahrhunderts bis in die höchsten Lagen in teilweise sehr großen Schlägen genutzt. Dadurch wurde die natürliche Baumartenzusammensetzung und die Struktur der Wälder z. T. stark verändert. Die durch Rodungsmaßnahmen freigeschlagenen Almen reichen in das 12. Jahrhundert zurück.

Die potentielle natürliche Waldvegetation bilden Laub- oder Laubmischwälder in den Tallagen, Fichten-Tannen-Buchen-Ahornwälder (Bergmischwald) auf den montanen Hanglagen sowie Lärchen-Fichten-Zirbenwälder (subalpiner Nadelwald) unterschiedlicher Zusammensetzung in der subalpinen Stufe. Nach SIEBERT & STORCH (1982) sind im Gebiet des Nationalparks mindestens folgende Waldgesellschaften potentiell heimisch (zitiert nach RALL, 1990), wobei hier auf die Subassoziationen verzichtet wird):

1. Hainlattich-Tannen-Buchenwald (Aposerido-Fagetum),
2. Ahorn-Buchenwald (Aceri-Fagetum),
3. Edellaubwälder (Aceri-Fraxinetum),
4. Auwälder,
5. Labkraut-Buchen-Tannenwald (Galioabietum),
6. Weißseggen-Fichtenwald,
7. Alpenlattich-Fichtenwald (Homogyne-Piceetum),
8. Karbonat-Fichtenwälder (Aspleno-Piceetum),
9. Lärchen-Zirbenwald (Rhododendron-Pinetum cembrae).

In dieser Zone der Waldgürtel, die von den Talbereichen bis ca. 1600 Meter ü. NN reichen, lag der Schwerpunkt der Rotwilduntersuchung (Teil 1), die nahezu im gesamten Rotwildverbreitungsareal des Nationalparks durchgeführt wurde.

Die Siedlungen konzentrieren sich auf die im Vorfeld des Nationalparks gelegenen Täler. Neben städtischen Märkten und dörflich-ländlich geprägten Siedlungskernen herrscht allgemein eine lockere Bebauung vor, wobei die einzelnen Hausstätten von Gärten bzw. Wiesen umgeben sind und als Streusiedlungsgebiete bezeichnet werden. In diesen besiedelten Talbereichen liegen u. a. die Rehfütterungen der Gemeinde

Schönau, an denen die für die Rehuntersuchung gefangenen Tiere markiert wurden (Teil 2).

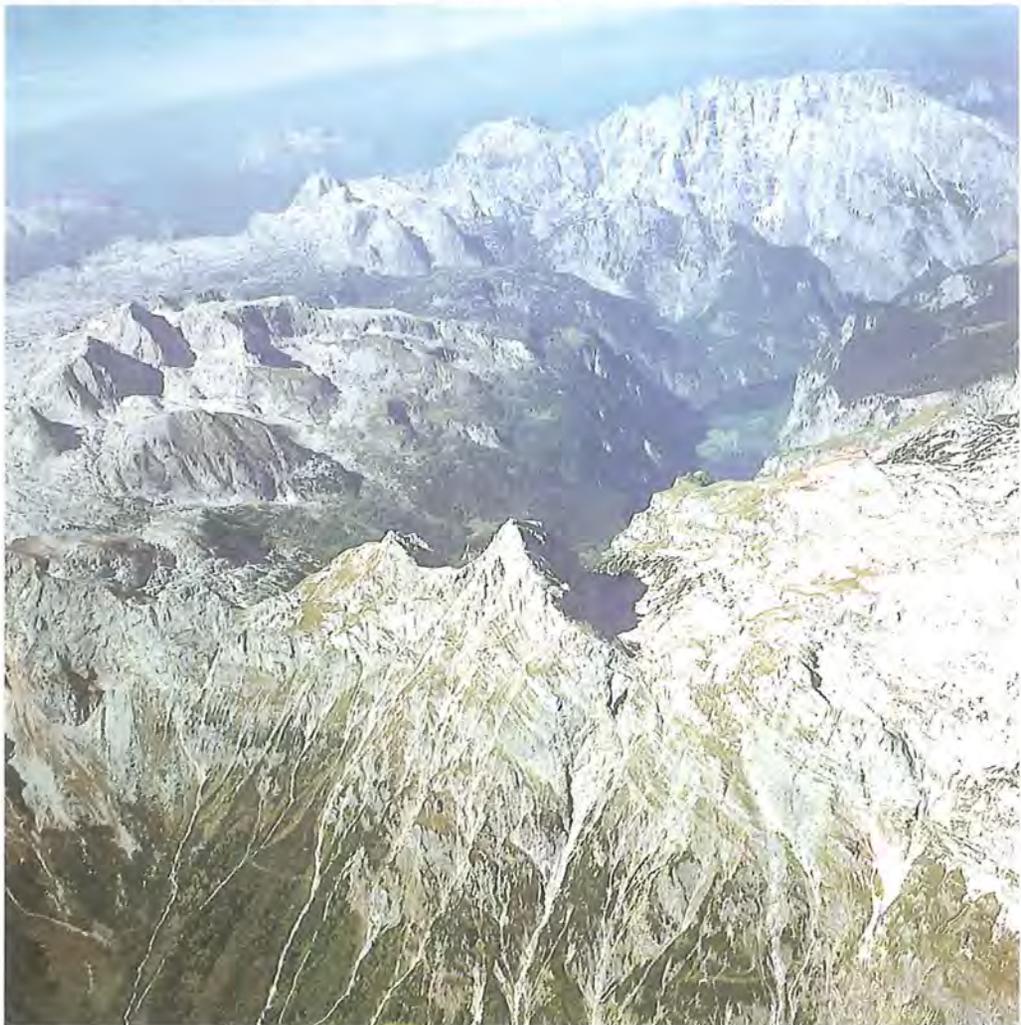
Oberhalb der Waldgrenze treten gebietsabhängig in unterschiedlichen Anteilen u. a. Latschen-Almrauschbestände (Rhododendron-Mugetum), Blaugrashalden (Seslerio-Semperviretum), Rostseggenrasen (Caricetum ferruginei), Blaugras-Horstseggenrasen (Seslerio-Semperviretum), Felschuttesgesellschaften (Thlaspietum rotundifolii), Polsterseggenrasen („Firmetum“) und Felsspaltengesellschaften (Androsacetum helveticae) auf (LIPPERT, 1966). In dieser Höhenstufe liegt im südlichen Teil des Nationalparks das Verbreitungsgebiet der Steinböcke und somit auch das Untersuchungsgebiet der in Teil 3 beschriebenen Untersuchung. Das Gebiet erstreckt sich vom Seeleensee bis zur Hundstodscharte entlang der deutsch-österreichischen Landesgrenze in einer Höhenstufe zwischen 1200 und 2578 Meter ü. NN.

Die direkten anthropogenen Eingriffe beschränken sich auf dem Gebiet des Nationalparks im wesentlichen auf den Tourismus, der seitens der Nationalparkverwaltung über ein mit dem Alpenverein abgestimmtes Wegekonzept in naturverträgliche Bahnen gelenkt wird, auf die in Teilbereichen noch stattfindende Almwirtschaft, auf die forstwirtschaftlichen Arbeiten im Sinne einer standortgerechten und damit naturnahen Umstrukturierung des Waldes und auf die von Berufsjägern durchgeführte ausschließlich bestandsregulierende Bejagung der im Gebiet vorkommenden Schalenwildarten Gams-, Reh- und Rotwild.

Das Klima ist durch hohe Niederschläge im Sommer und geringe Niederschläge im Winter sowie durch eine große Schwankung der mittleren Jahrestemperatur charakterisiert. Die Klimaverhältnisse können als kontinental getönt bezeichnet werden (NPV, 1981). Der durchschnittliche Gesamtjahresniederschlag im Zeitraum von 1931 bis 1960 betrug 1514 mm. Der mittlere Jahrestemperaturverlauf in den Jahren von 1951 bis 1970 zeigt ein Minimum im Januar (-2,9°C) und ein Maximum im Juli (+16,2°C).



Charakteristische Hochgebirgs-  
lebensräume im Nationalpark  
Berchtesgaden:  
Der Nordabfall des Kahlersbergs  
(Hagengebirge), das Hochgschirr  
(mitte rechts) und der Seeleinsee.  
Foto: K. Wagner, NPV.



Kernbereiche des Berchtesgadener  
Steinwildvorkommens:  
Großes und Kleines Teufelshorn  
(mitte), Laubwand, Hocheck, Leiter-  
kopf und Funtenseetauern (links) .  
Foto: K. Wagner, NPV.

# 3 Methoden

## 3.1 Fang, Markierung und Radiotelemetrie

Die besondere Lebensweise des Rot- und Rehwildes als waldbesiedelnde Tierarten sowie die landschaftlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes machten bei diesen beiden Arten den Einsatz radiotelemetrischer Methoden notwendig, um Antworten auf Fragen nach der individuellen und populationsspezifischen Raum- und Habitatnutzung geben zu können (vgl. AMLANER & MACDONALD, 1980). Darüber hinaus ermöglicht der Einsatz der Radiotelemetrie exakte Standortbestimmungen auch zur Nachtzeit (BERG & HAUSER, 1976). Die telemetrische Datenerhebung setzte allerdings den Lebendfang der Tiere voraus. Dagegen konnte die oberhalb der Waldgrenze in „überschaubarem“ Gelände

Tab. 1: Sendermarkiertes Rotwild im Nationalpark Berchtesgaden (Alter zum Zeitpunkt der Markierung) 1986 – 1989).

Gebiet/Fütterung Datum	Tier-Code	Sex	Alter	Bearbeitungsjahr		
<b>Königssee/Bartholomä</b>						
28.03.86	200000	M	4	87	—	—
25.03.86	250000	M	2	87	88	—
01.04.86	300000	M	12	—	—	—
28.03.86	450000	M	10	87	88	—
01.04.86	500262	M	6	87	—	89
01.04.86	350000	F	>3	87	88	—
01.04.86	400000	F	>3	87	—	—
14.04.88	202000	M	5	—	88	89
29.03.88	560000	M	4	—	88	—
07.04.89	302000	M	9	—	—	89
<b>Königssee/Railt:</b>						
08.04.86	550000	M	2	87	—	—
15.04.87	520000	F	2	87	88	—
15.04.87	330000	F	2	87	88	—
01.04.88	320000	F	>3	—	88	—
<b>Königssee/Salet:</b>						
03.04.86	100000	M	4	87	—	—
07.04.86	150000	M	3	87	—	89
<b>Bergwald-Schapbach:</b>						
28.04.87	260000	M	2	87	—	—
29.04.87	290182	F	1	87	88	—
28.04.87	510342	F	1	87	88	89
29.04.87	460000	F	2	87	88	89
22.04.87	553000	M	2	—	88	89
<b>Wimbach:</b>						
28.04.87	430000	F	1	87	88	—
29.04.87	210000	M	2	87	88	—
<b>Eckau:</b>						
01.04.87	190000	M	3	87	—	—
12.04.87	360000	M	3	87	—	—
<b>Hintersee:</b>						
22.03.87	310000	M	9	87	88	89
22.03.87	180000	M	1	87	—	—
22.03.87	230000	F	>3	87	88	—
22.03.87	270000	F	>3	87	—	—
22.03.87	440000	F	2	87	—	—
22.03.87	340000	F	1	87	—	—
01.04.87	480000	F	>3	87	88	89
01.04.87	552000	F	>3	87	88	89
10.04.88	410000	M	8	—	88	—
10.04.88	362000	M	3	—	—	—
10.04.88	442000	F	>3	—	88	89
17.04.88	272000	M	3	—	88	—
03.05.89	280000	M	2	—	—	89

M = männlich F = weiblich

lebende Steinwildpopulation durch Sichtbeobachtungen erfaßt werden (siehe Kap. 3.2).

In den Jahren 1986 bis 1989 wurden 39 Stück Rotwild an 8 Winterfütterungen gefangen und mit Radiosendern der Firma Burchhardt & Reichenbach markiert (Tab. 1). Der Fang erfolgte in speziell dafür errichteten Fanganlagen oder mit Hilfe des Narkosegewehrs. Als Narkosemittel wurde die „Hellabrunner Mischung“ verwendet, die sich aus den Komponenten Rompun, Vetalar und Kinetin zusammensetzt (WIESNER, 1977). Bei der Auswahl der zu markierenden Tiere wurde Wert darauf gelegt, einen repräsentativen Querschnitt an jeder Fütterung (Tab. 2) und damit an der Gesamtpopulation (Tab. 3) zu erfassen.

Tab. 2: Geschlecht und Alter des sendermarkierten Rotwildes in den Untersuchungsgebieten.

Gebiet	männlich					weiblich			
	Kalb	Spießer	3-5	>5	Summe	Kalb	Schmalt.	Alltier	Summe
Königssee		2	5	4	11		2	3	5
B.-Schpb.	1	1			2	2	1		3
Wimbach		1			1	1			1
Eckau			2		2				
Hintersee	1	1	2	2	6	1	1	5	7
	2	5	9	6	22	4	4	8	16

Tab. 3: Alters- und Geschlechtsstruktur der Rotwildpopulation im Nationalpark Berchtesgaden und der radiotelemetrisch bearbeiteten Stichprobe.

Rotwildzählung Frühjahr 1988						
Hirsche			Alltiere	Schmalt.	Kälber	Gesamt
stark	mittel	gering				
17	54	28	94	23	36	252
6,7 %	21,4 %	11,1 %	37,3 %	9,1 %	14,3 %	100 %
Radiotelemetriertes Rotwild (1987 – 1989)						
Hirsche			Alltiere	Schmalt.	Kälber	Gesamt
stark	mittel	gering				
5	8	5	8	4	6	36
13,9 %	22,2 %	13,9 %	22,2 %	11,1 %	16,7 %	100 %

Im Zeitraum von Februar bis März 1989 wurden im Bereich der Fütterungen in Schönau am Königssee 9 Rehe in Kastenfallen gefangen (Tab. 4). Als Köder wurde Apfeltrester, Hafer und Futterrübe verwendet. Von Oktober 1988 bis Januar 1989 standen 13 Kastenfallen auf St. Bartholomä am Königssee fängisch. Jedoch konnte hier kein Rehwild gefangen werden, was im Zusammenhang damit gesehen wird, daß seit der Gründung des Nationalparks hier keine Rehwildfütterungen mehr unterhalten werden.

Die verwendete Telemetrieanlage bestand aus einem vom Tier getragenen Halsbandsender, in welchem ein frequenzabhängiges Signal erzeugt und über eine Dipolantenne abgestrahlt wird. Dieser Impuls wurde von einer Empfangseinheit, bestehend aus einer Richtantenne (HB9CV) und einem tragbaren Empfänger, (Burchhardt & Reichenbach) registriert.

Die Rotwild-Senderfrequenzen lagen zwischen 150 und 151 MHz, die des Rehwildes zwischen 148 und 149 Mhz. Aufgrund unterschiedlicher Frequenzen waren die Tiere individuell zu unterscheiden. Das Gewicht der Senderhalsbänder betrug für Rotwild etwa 325 Gramm (Firma Burchhardt & Reichenbach), für Rehwild etwa 450 Gramm (Firma Telonics).

Tab. 4: Informationen zu den 9 markierten Rehen.

Reh Nr. bzw. Sender Nr.	1	2	4	5	6	7	8	9	10
Geschlecht	* F	F	F	F	F	* M	F	F	F
Altersklasse	* Schm.	Schm.	Geiß	Geiß	Geiß	* Jähr.	Geiß	Geiß	Schm.
Fangdatum	4.3.89	22.2.89	10.3.89	14.3.89	10.3.89	10.3.89	21.3.89	21.2.89	5.3.89
Beobachtungszeitraum	2.4.– 18.11.	10.4.– 27.5.	2.4.– 13.10.	23.3.– 28.5.	1.4.– 9.11.	2.4.– 29.11.	1.4.– 4.12.	31.3.– 4.12.	31.3.– 7.11.
Ortungen	211	8	155	13	176	219	134	199	135
Ortungen (am Tag)	127	8	106	13	119	114	109	151	96
Ortungen (nachts)	84	–	49	–	57	105	25	48	39
Anzahl der Kitzle	–	–	2	1	1	–	1	2	–

\* Schm.: Schmalreh \* Jähr.: Jährling \* F: weiblich \* M: männlich

Die Betriebsdauer der Batterie war auf maximal 3 Jahre begrenzt. Die Reichweite betrug unter optimalen Bedingungen bis zu 10 Kilometer. In den Rotwildsendern waren bewegungssensitive Quecksilberschalter integriert, wodurch aktives und passives Verhalten über eine definierte Impulsfolge wahrgenommen werden konnte.

Die radiotelemetrische Standortbestimmung der sendermarkierten Tiere wurde zu Fuß, von Wanderwegen aus, nach dem Verfahren der Kreuzpeilung (Triangulation) durchgeführt (vgl. HEEZEN & TESTER, 1967). Die Genauigkeit der Ortungen wurde stichprobenhaft durch Angehen der Tiere bis zum Sichtkontakt überprüft. Die Ergebnisse dieser Kontrollen schufen ein hohes Maß an Vertrauen in die angewandte Methodik. Die in alpinem Gelände häufig auftretenden Reflexionen des Sendersignals waren durch genaue Kenntnis des Geländes als solche zu erkennen. Durch langjährige Erfahrung und Einbeziehung mehrerer Faktoren (Geländetopographie, Signalstärke und Peilrichtung) waren Standorteinschätzungen im Einzelfall erst aufgrund von Reflexionen möglich; diese galt es dann zu bestätigen.

Alle Standortbestimmungen wurden in kopiertechnisch vergrößerten topographischen Karten im Maßstab 1:12.000 bzw. 1:20.000 (Originalmaßstab 1:10.000) und in einem Telemetryprotokoll festgehalten, in dem neben Datum, Uhrzeit und dem Aktivitätsverhalten der Tiere auch die aktuellen Wetterverhältnisse, die subjektiv beurteilte Peilgenauigkeit sowie besondere Bemerkungen notiert wurden.

Während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes des Rotwildprojektes konnte eine Bearbeitung aller sendermarkierten Hirsche durch die Mitarbeit der Berufsjäger sowie Biologie- und Forststudenten sichergestellt werden. Dafür wurden die Mitarbeiter intensiv in den Umgang mit dem Empfangsgerät eingewiesen und in der Datenerhebung im Gelände geschult. Durch ständige Gespräche, gemeinsame Geländebegehungen, Kontrollpeilungen und kritische Besprechung aller Einzeldaten wurden diese verifiziert.

### 3.2 Sichtbeobachtung

Die Geländearbeiten des Steinwildprojektes wurden von Mai bis Oktober 1988 durchgeführt. Die Grenzen des Untersuchungsgebietes wurden so gewählt, daß sie alle bekannten Beobachtungspunkte von Steinwild innerhalb des Nationalparks durch die Berufsjäger und Nationalparkmitarbeiter bis zum Mai 1988 umfaßten. Als Wohnort und Ausgangsbasis

dienten die Forstdiensthütten auf der Regenalm, der Wasseralm und am Funtensee. Hinzu kam ein Biwakzelt im Eisgraben zwischen Wildpalfen und Großem Teufelshorn. Sofern die Wetterlage es zuließ, ermöglichte die geographische Lage dieser Ausgangspunkte einen regelmäßigen Begang des gesamten Untersuchungsgebietes. Insgesamt wurden 71 Beobachtungsgänge durchgeführt.

Die jeweils begangenen Teilstücke des Untersuchungsgebietes wurden mit einem Feldstecher (8 x 56) und einem Questarobjektiv (6 x, 80 x, 130 x, Questar Corporation Pennsylvania) systematisch nach Steinwild abgesucht. War diese Suche erfolgreich, wurden die Tiere gezielt angegangen. Während der Beobachtung wurden folgende Daten in einem Beobachtungsprotokoll festgehalten: Datum, Uhrzeit (MEZ), Standort und Gesamtzahl sowie Geschlecht und Altersklasse der einzelnen Tiere, individuelle Merkmale, Besonderheiten und das Verhalten der Tiere.

Die Standorte der Tiere wurden unter Zuhilfenahme eines Kompasses und eines Höhenmessers (Thommen 5000) in Karten des Maßstabs 1:10.000 eingetragen. Zusätzlich wurden die Aufenthaltsorte in Orthophotos (entzerrte Luftbilder) eingetragen. Dadurch konnten die Karteneintragungen nachgebessert und präzisiert werden. Änderten die Tiere während einer Beobachtungsphase ihren Standort um mehr als 100 Meter, wurde eine neue Aufnahme begonnen. Zusätzlich wurden, eine ausreichende Präzision vorausgesetzt, Fremdbeobachtungen von Berufsjägern und Nationalparkmitarbeitern in die Auswertung einbezogen. Insgesamt konnten 113 Beobachtungspunkte mit 738 Einzelbeobachtungen ausgewertet werden. Sämtliche Beobachtungen lagen zwischen 8:00 Uhr und 21:00 Uhr. Die Gesamtbeobachtungszeit betrug 208 Stunden.

#### 3.2.1 Geschlechts- und Altersbestimmung des Steinwildes

Der Alpensteinbock weist einen erheblichen Geschlechtsdimorphismus in Körpergröße, Hornform und -größe auf. Anhand dieser Merkmale erwies sich die Geschlechtsbestimmung von ein- oder mehrjährigen Tieren selbst auf große Distanzen als problemlos. Bei den Kitzen, die während des Sommers 1988 gesetzt wurden, war eine eindeutige Geschlechtsbestimmung nicht immer möglich. Aus diesem Grund wurde darauf verzichtet.

Die Altersbestimmung der männlichen Tiere sowie die Einteilung der Geißen in Altersklassen erfolgte anhand von

### 3.2.2 Individuelles Erkennen von Steinböcken

Um die Frage beantworten zu können, ob es sich in den Berchtesgadener Alpen um eine einheitliche Gesamtpopulation handelt oder ob sich der Bestand in weitgehend voneinander unabhängige Teilpopulationen aufspaltet, war es notwendig, Wanderbewegungen und die dabei zurückgelegten Strecken nachvollziehen zu können. Voraussetzung dafür ist die individuelle Kenntnis einzelner Tiere. In Anlehnung an die Methode von RÄDER (1982) wurden zu diesem Zweck Identifikationskarten erstellt, in denen eindeutige Erkennungsmerkmale einzelner Tiere festgehalten und durch Fotografien unterstützt wurden (Abb. 3). Zur Fotodokumentation wurden zwei Teleobjektive (80 – 200 mm Tokina, 600 mm Novoflex) eingesetzt. Durch diese Methode war es möglich, einige Gruppen schnell zu identifizieren und eine Doppelzählung innerhalb der Bestandserfassung zu vermeiden. Insgesamt waren 23 Tiere des Gesamtbestandes individuell bekannt. Die Lichtverhältnisse und Entfernungen verhinderten die Erfassung weiterer Individuen per Bild. Von vier häufiger beobachteten Tieren wurden die erfaßten Beobachtungspunkte auf dem kürzesten Weg (Luftlinie) per Planimeter verbunden und die resultierenden Strecken ausgewertet und dargestellt. Auf alternative Methoden wie Radiotelemetrie und Farbmarkierung mußte aus technischen Gründen und aus der besonderen Nationalparksituation heraus verzichtet werden. KLINGLER & KRÄMER (1966) und RÜEDI et al. (1985) schildern die Problematik des Immobilisierens bzw. Einfangens von Steinwild.

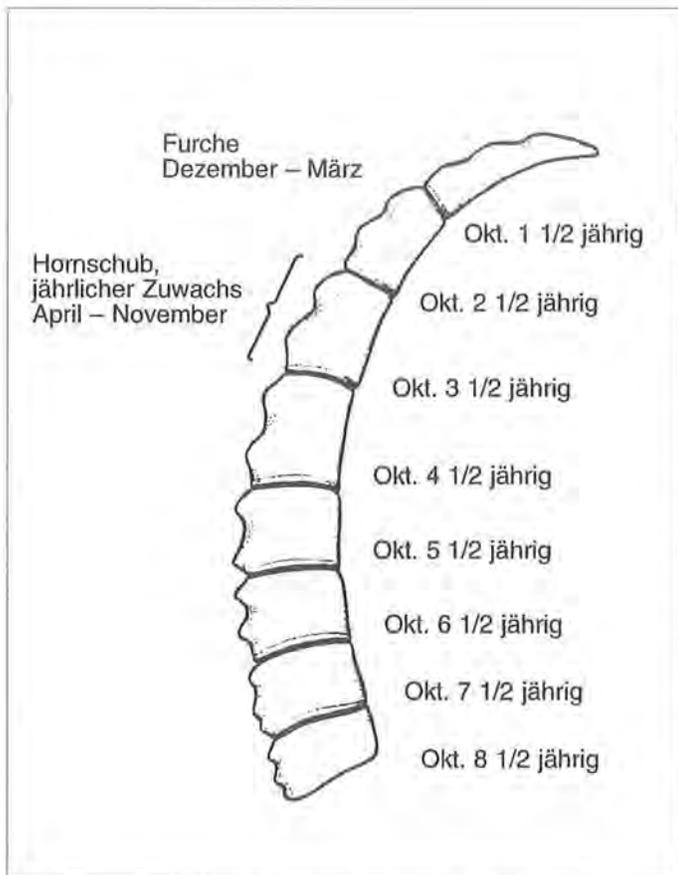


Abb. 2: Altersansprache der Steinwild-Böcke nach den im Winter gebildeten Jahresfurchen (aus ONDERSCHEKA & HARTL, 1989).

Gehörnmerkmalen. Bei den Böcken war es durch das Quarstarobjektiv möglich, die an den Hinter- und Seitenflächen der Hörner gut erkennbaren Jahresfurchen zu zählen (Abb. 2). Diese Jahresfurchen werden alljährlich während der Wintermonate (Dezember bis März) als Einschnürungen an der Hornbasis gebildet (COUTURIER, 1962; RATTI & HABERMEHL, 1977; WAGENKNECHT, 1984). Die erste Jahresfurche tritt also im Winter des Geburtsjahres auf. Das Erkennen der Jahresfurchen ist bei lebenden Steingeißen im Freiland kaum möglich, da sie nur aus nächster Nähe zu erkennen sind. Um die Geißen in Altersklassen einteilen zu können, wurde die Gesamthornlänge geschätzt, was durch einen Vergleich mit den durchschnittlich 12 cm langen Ohren erleichtert wird. Die so ermittelten Werte erlaubten durch einen Vergleich mit den Daten von RATTI & HABERMEHL (1977) eine Einteilung in 5 Altersklassen (Tab. 5). Ob die Tiere ein Kitz führten oder nicht, wurde nach NIEVERGELT & ZINGG (1986) ergänzend zur Altersschätzung herangezogen. In Zweifelsfällen wurde bei den Geißen weiterhin auf die Kopfform geachtet, die bei jüngeren Tieren noch ausgesprochen dreieckig wirkt, mit zunehmendem Alter aber ein schmales und längliches Aussehen bekommt (DÄNZER, 1979; ONDERSCHEKA & HARTL, 1989).

Tab. 5: Altersschätzung der Geißen

Alter	Führend	Hornlänge
1 Jahr	Nein	bis 8 cm
2 – 3	Nein	9 – 17 cm
4 – 6	Ja	18 – 22 cm
7 – 9	Ja	23 – 25 cm
> = 10	unbedeut.	> 25 cm

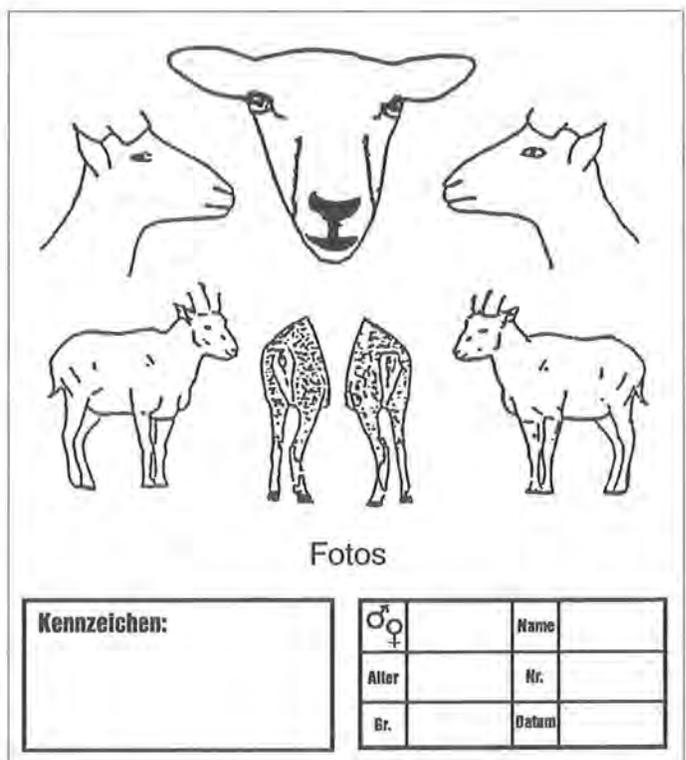


Abb. 3: Identifikationskarte zur individuellen Erkennung der Steinböcke.

### 3.3 Das Geographische Informationssystem als analytisches Instrument in der wildbiologischen Forschung

#### 3.3.1 Geographische Informationssysteme (GIS)

Ein Geographisches Informationssystem (GIS) ist ein computergestütztes System, das in der Lage ist, flächenbezoge-

ne Sachdaten zu verwalten, zu analysieren und zu verändern (ASHDOWN & SCHALLER, 1990).

Die Datenbasis dieser Systeme besteht aus geographischen Objekten (Punkte, Linien, polygonalen Flächen, Raster) und deren Merkmalen (alpha-/numerische Daten) (DUEKER, 1987; BURROUGH, 1987). Beide Datentypen können sowohl getrennt voneinander als auch in enger Relation zueinander bearbeitet werden.

Als Grundlage für den Aufbau eines GIS dienen die aus einer umfassenden Datenerhebung resultierenden thematischen Karten mit ihren geometrischen und topologischen Informationen (BARTELME, 1989). Diese Karten stellen die räumliche Verteilung von Werten eines einzelnen Themas, wie z. B. Realnutzungstypen in Form homogener Flächen gleicher Wertaussprägung (z. B. „Bergmischwald überwiegend Nadelholz“), dar (vgl. HOPKINS, 1977).

Bei der Bearbeitung großer Datensätze liefert das Geographische Informationssystem durch die Möglichkeit, programmierte Plausibilitäts- und Strukturprüfungen (beispielsweise durch Verknüpfungen mit Landschaftsdaten) zu installieren, eine höhere Informationssicherheit gegenüber analoger Datenaufbereitung.

Zur Speicherung der thematischen Grundlagenkarten hat sich das Atlaskonzept durchgesetzt, in dem die Basisdaten z. B. Realnutzung, Geologie, Vegetation, Punktmeßstellen in der inhaltlich adäquaten Form, d.h. als Vektor, Raster, Punkt oder Isolinie in Basiskarten im Geographischen Informationssystem katalogisiert sind (STORCH, 1990).

Je nach Speicherform der graphischen Daten unterscheidet man die vektorbasierenden Systeme von den rasterbezogenen. Rasterdaten eignen sich besonders aufgrund ihrer Speicherstruktur für einfache flächenhafte Verarbeitungsprozesse (GÖPFERT, 1987). Vornehmlich in großen Bearbeitungsmaßstäben kommt die Verwendung von Vektorsystemen aufgrund ihrer hohen Auflösungsgenauigkeit zum Einsatz.

Die Datenauswertung erfolgt durch Zusammenführung verschiedener monothematischer Karten (Overlay-Technik) zu einer übergeordneten neuen Karten- und Informationsebene in enger Verbindung mit dem Einsatz und der Entwicklung mathematischer Modelle (BERBERICH & MÜLLER, 1993).

Das im Nationalpark Berchtesgaden installierte Geographische Informationssystem ARC/INFO (ESRI, Gesellschaft für Systemforschung und Umweltplanung, Kranzberg) ist ein interaktives Softwaresystem mit relationaler Datenbank. ARC verarbeitet Daten als Punkte, Linien, Polygone, Raster und Netzwerke. INFO – mit ARC verknüpft – verwaltet die geometrischen Elemente und deren Attribute.

Die für den Bereich des Nationalparks und sein Vorfeld digital abgespeicherten Karteninhalte der Realnutzung, Meereshöhe, Inklination und Exposition wurden photogrammetrischen Karten, Orthophotos und Color-Infrarot-Luftbildern (Maßstab 1:10.000) entnommen. Diese Datenbasis untergliedert das gesamte Biosphärenreservat in ca. 120.000 polygonale Einheiten, die in 33 Einzelkarten mit einem Speicherbedarf von ca. 65 Mega Byte im Rechner verwaltet werden. Weitere Daten, wie z. B. geologische Daten oder die Ra-

sterdaten der Waldinventur beruhen auf speziellen Untersuchungen und erweitern dieses Geographische Informationssystem.

Durch die Bereitstellung dieses umfangreichen Datenpools in digitaler Form und die Möglichkeit, die Daten über variable Such- und Abfragekriterien in kurzer Zeit für verschiedene Fragestellungen aufzubereiten, ist eine wesentliche Voraussetzung für die Durchführung interdisziplinärer Forschungsvorhaben erfüllt. Grundlegende Informationen zum Berchtesgadener GIS geben SCHALLER (1985) und SPANDAU & SIUDA (1985).

### 3.3.1.1 Struktur und Aufbereitung des Datenmaterials

Die protokollierten Daten wurden in 2 verschiedene Computersysteme eingegeben: die geographischen Lagepunkte (x- und y-Koordinaten) der Wildtierbeobachtungen wurden unter Verwendung der ARC/INFO-Software auf einer Prime-Rechenanlage digitalisiert und mit einer eindeutigen Kennnummer (ID) abgespeichert. Der zu jedem Beobachtungspunkt gehörige Datensatz mit Angaben über individuelle Tierbezeichnung, Datum, Uhrzeit, Wetter, Aktivität usw. wurde in das Datenbanksystem „Informix“ (Siemens MX 500) eingegeben. Über eine serielle Schnittstelle wurden diese Daten als Ascii-File auf den Prime-Rechner übertragen, in ein Info-File umgewandelt und durch eine eindeutige Bezugsvariable mit den geographischen Punktinformationen zu einer Datei verknüpft.

In den Datensätzen der Rot- und Rehwildprojekte waren z. T. mehrere Peilungen pro Stunde und Tier am gleichen Standort enthalten. Da die statistische Analyse eine Unabhängigkeit der Beobachtungen voneinander fordert (ALLDREGE & RATTI, 1986), wurde das Datenmaterial (Tab. 6) dahingehend aufbereitet, daß pro Stunde und Tier höchstens ein Datensatz in die Auswertung einbezogen wurde.

In dieser Form fand das Datenmaterial Eingang in verschiedene Analysemodelle (siehe Kapitel 3.3.2) und diente durch Verschneidung mit digitalen Landschaftsinformationen (Realnutzung, Meereshöhe, Inklination und Expositionen als Grundlage für statistische Bewertungen sowie zur Erstellung von potentiellen Verbreitungskarten der verschiedenen Schalenwildarten.

Tab. 6: Variablen für jeden Beobachtungspunkt im GIS.

1. \$ Recno	
2. Area	
3. Perimeter	Rechnerinterne Variablen
4. Cover #	
5. Cover-ID	
6. Lfd	Laufende Nummer (1 – n)
7. Code	Tiercodierung (z. B. 150000)
8. Gebiet	Untersuchungsgebiet (1 – 5)
9. Sex	Geschlecht (1, 2)
10. Datum	Datum (z. B. 870704) = 4.7.87
11. Jahr	Beobachtungsjahr (1987 – 1989)
12. Monat	Beobachtungsmonat (1 – 12)
13. Uhrzeit	Beobachtungsurzeit (z. B. 06.15)
14. Aktiv	Aktivitätsstatus (1 = aktiv, 2 = passiv)
15. Bearb	Bearbeiter im Gelände (1 – 21)
16. Peil	Peilgenauigkeit (1 – 5)
17. Wetter	Wetter (1 – 7)
18. RNTYP	Landschaftstyp (GIS)
19. MHOE	Meereshöhe (GIS) in 100 Meterstufen
20. EXPOS	Hangexposition (GIS)
21. NEIGST	Hangneigung (GIS)

### 3.3.2 Modelle zur Homerangeberechnung

#### 3.3.2.1 Bisherige Homerangemodelle

Der von BURT (1943) definierte Begriff „home range“ beschreibt den Aktionsraum eines Einzeltieres oder eines Verbandes von Tieren, der während eines definierten Zeitraumes zur Nahrungssuche, Fortpflanzung und Jungenaufzucht regelmäßig durchquert wird. Den meisten Untersuchungen zu diesem Thema liegen Daten aus Fallenfängen, Sichtbeobachtungen oder radiotelemetrischen Erhebungen zugrunde. Zahlreicher als die Methode der Datenaufnahme sind die Strategien der Auswertung, die sich in zwei Gruppen einteilen lassen (BERBERICH, 1990; MÜLLER, 1990):

#### 1. Modelle zur Berechnung der Größe und Form eines Homeranges:

- Konvex-Polygon Methode (MOHR, 1947)
- Konkav-Polygon Methode (JENNRICH & TURNER, 1969)
- Kreis- und Ellipsenmodelle (CALHOUN & CASBY, 1958; JENNRICH & TURNER, 1969; MAZURKIEWICZ, 1969)
- Buffer Methoden (THOR, 1988; BERBERICH, 1989)

#### 2. Modelle, die zusätzlich die Nutzungsverteilung innerhalb eines Homeranges beschreiben:

- Center of Activity (HAYNE, 1949)
- Grid Methoden (SINIFF & TESTER, 1965; VOIGT & TINLINE, 1980)
- Harmonic Mean Transformation (DIXON & CHAPMANN, 1980)
- ANDERSON (1982) stellt mit Hilfe des Histogramms und der Fourier Transformation die Nutzungsverteilung 3-dimensional dar und
- KEENAN (1980) sowie KARGER (1989) verwenden ein Rasternetz, um Linien gleicher Beobachtungshäufigkeit zu berechnen.

Eine Reihe von Publikationen beschäftigt sich mit den Vor- und Nachteilen sowie der Anwendbarkeit der einzelnen Methoden (z. B. VAN WINKLE, 1975; MACDONALD, 1980; WHITE, 1987).

#### 3.3.2.2 Ein nutzungs- und ressourcenorientiertes Modell zur Homerange- und Habitatanalyse (BERBERICH, 1990; MÜLLER, 1990)

Die Nutzung eines Gebietes durch eine Tierart in Raum und Zeit ist weder wahllos noch gleichmäßig, sondern maßgeblich durch die tageszeitlich, saisonal und lokal unterschiedliche Verfügbarkeit einzelner Ressourcen sowie durch spezifische Strategien der Feindvermeidung und Partnerfindung bestimmt. Dies spiegelt sich in einer dynamischen, individuellen Nutzungsverteilung wieder. Das entwickelte Konzept einer Homerangeanalyse bietet die Möglichkeit, die Nutzungs- und Ressourcenverteilung integrativ zu betrachten, wodurch eine flächenbezogene Interpretation der Habitatnutzung und -selektion ermöglicht wird (Abb. 4).

Unter Verwendung der „Overlay-Funktionen“ des GIS wird ein Gitternetz über die Beobachtungspunkte eines Tieres projiziert (Abb. 5a). Die Lage dieses Gitternetzes über den Beobachtungspunkten ist willkürlich. Die Größe der einzelnen

Rasterzellen (4 ha für Rotwild; 0,79 ha für Rehwild) wurde entsprechend dem Mittelwert plus Standardabweichung der Peilgenauigkeit gewählt. Die Anzahl der Beobachtungspunkte innerhalb einer Rasterzelle wird als „z-Wert“ (absolut und relativ) dem jeweiligen x- und y-Koordinatenpaar des Rasterzellenmittelpunktes zugeordnet. Insoweit entspricht die Methode der von SINIFF und TESTER (1965) beschriebenen Gridmethode.

Diese Nutzungsverteilung in einem gleichmäßigen Netzwerk von Rasterzellen wird mit dem oberflächenbildenden Modul von ARC/INFO in ein „Triangular Irregular Network“ (TIN) überführt. Für jedes Dreieck werden die x- und y-Koordinaten sowie der z-Wert der drei Eckpunkte und die Information der jeweiligen Nachbardreiecke abgespeichert (TIN USER GUIDE 2–3, 1987). Auf der Basis dieser topologischen Struktur des TIN erfolgt die Interpolation diskreter Isolinien (Abb. 5c) im 2 %-Intervall für Rotwild bzw. 1 %-Intervall für Rehwild, welche Flächen gleicher Beobachtungshäufigkeit pro Rasterzellenfläche einschließen. Die durch den Isolinienverlauf dargestellte Fläche  $Z = f(x,y)$  wird durch ein von den Grundrißvariablen x und y abhängiges bivariates Polynom 5. Ordnung approximiert (FRÖHLICH et al., 1988). Zu diesem Zweck werden die Dreieckskoordinaten  $l_1$  und  $l_2$  eingeführt, und das Polynom bekommt folgende Form:

$$z = f(l_1, l_2) = \sum_{i=0}^5 \sum_{j=0}^{5-i} a_{ij} l_1^i l_2^j$$

Da die verwendete Software nur ganzzahlige Äquidistanzen der Isolinien erlaubt, finden für das gewählte Prozentintervall bei  $n > 50$  Beobachtungen (für Rotwild bzw.  $n > 100$  Beobachtungen für Rehwild) diejenigen Rasterzellen keine Berücksichtigung, für die die Summe der Beobachtungen  $< 2\%$  (für Rotwild bzw.  $< 1\%$  für Rehwild) ist. Aus diesem Grund erfolgt die Einführung einer Isolinie, die den absoluten z-Wert von einer Beobachtung pro Rasterzelle erfaßt. Als äußerste Begrenzung des Homeranges wird subjektiv eine Konturlinie definiert, die einem theoretischen Beobachtungswert von 0,2 % entspricht. Hierdurch wird die geringe Aufenthaltshäufigkeit und damit auch die bei zufälliger Stichprobennahme geringere Antreffwahrscheinlichkeit der Tiere im Randbereich ihrer Homeranges in Form einer Pufferzone berücksichtigt.

Grundlage einer flächenstatistischen Betrachtung des mit TIN erzeugten Homeranges ist die Möglichkeit, mit Hilfe des ARC/INFO-Befehls „clean“ diese Linienkarte (die z-Wert-Informationen liegen auf den Isolinien; es existieren keine Flächeninformationen) in eine Flächenkarte zu überführen. Dabei werden die Flächengrößen jedes einzelnen durch die Linien gebildeten Polygons berechnet und als Information ( $m^2$ ) der Variablen „Fläche“ zugewiesen. Durch Summenbildung ergibt sich die Gesamtfläche des Homeranges.

Bei der Übertragung der Häufigkeitsinformation von der Linie auf die Fläche wird jedem Polygon in der Variablen „Nutzung“ das arithmetische Mittel aus den jeweils angrenzenden Isolinienwerten zugeordnet. Wird die Fläche nur von einer Isolinie gebildet (peak), errechnet sich ihr Wert in gleicher Weise aus der zugrunde liegenden maximalen Rasterzelleninformation und dem entsprechenden Isolinienwert (Abb. 5c). Auf der Basis der beiden Variablen „Fläche“ und „Nutzung“ läßt sich eine nutzungsabhängige Flächenstatistik ableiten.

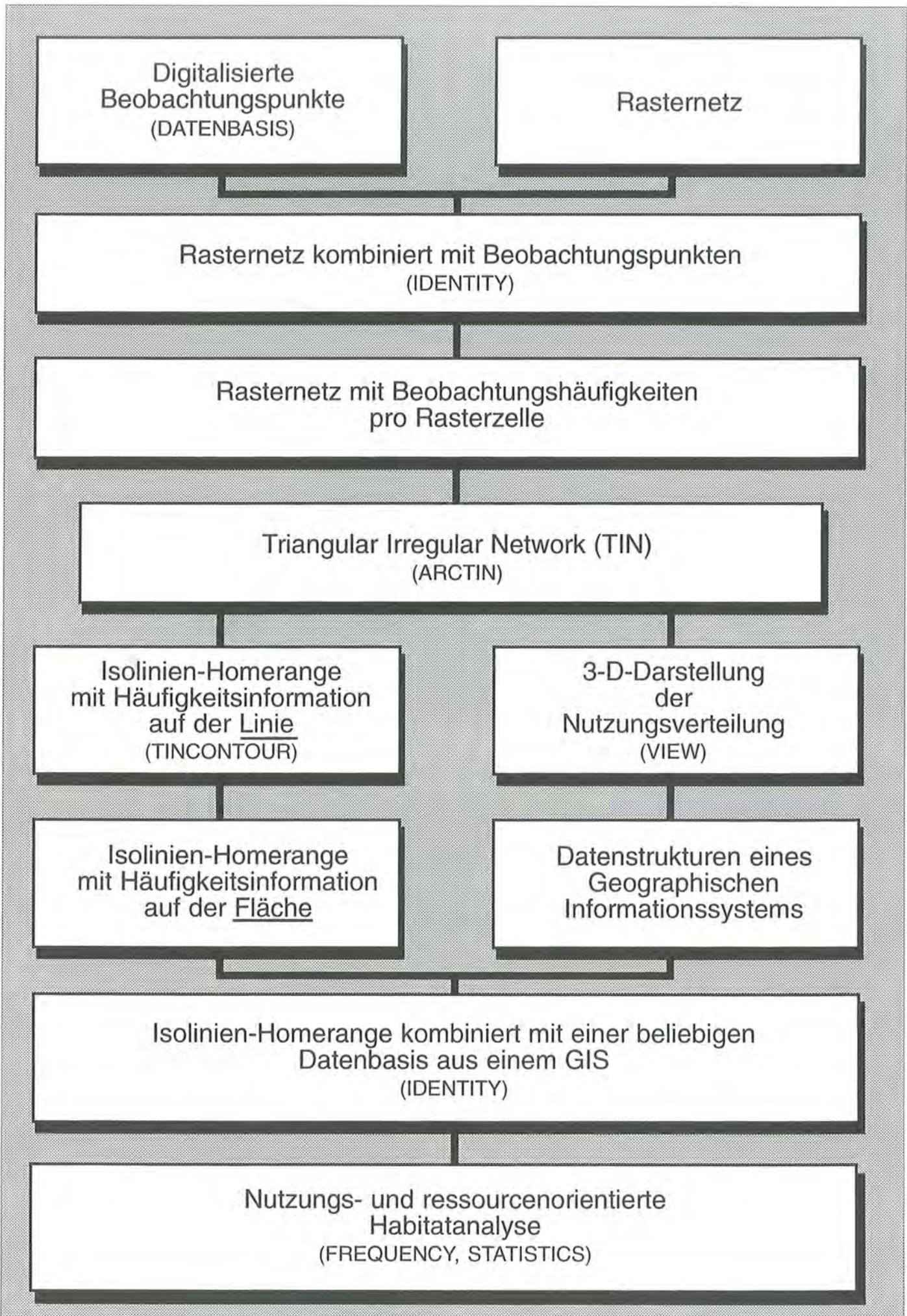


Abb. 4: Schema der nutzungs- und ressourcenorientierten Habitatanalyse unter Anwendung des Geographischen Informationssystems ARC/INFO.

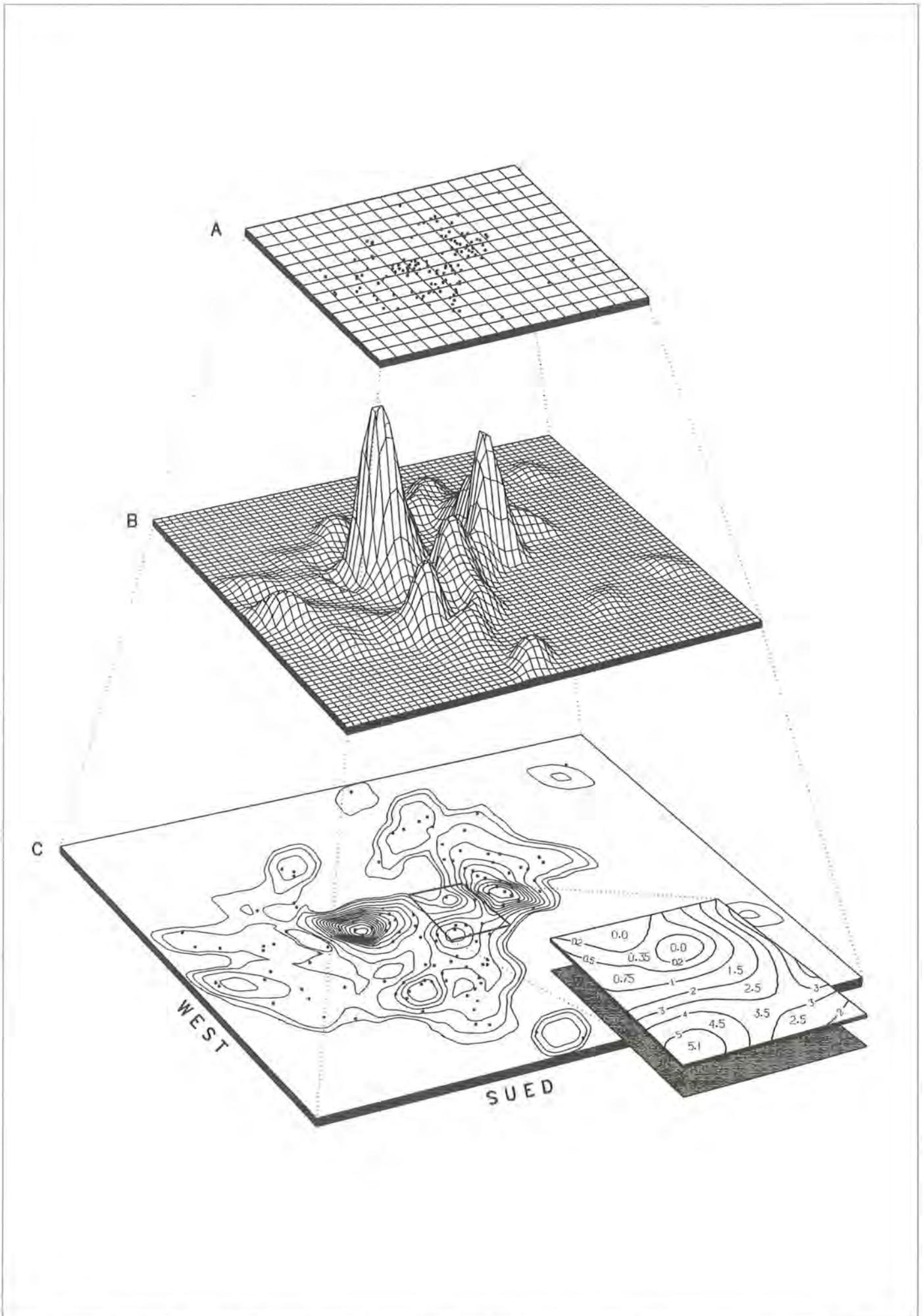


Abb. 5: Nutzungsverteilung eines Tieres, dargestellt als A) Beobachtungspunkte in einem Gitternetz, B) als 3-dimensionales Modell und C) als Isoplethen-Homerangemodell mit den Nutzungsintensitäten in Prozent pro Rasterflächeneinheit.

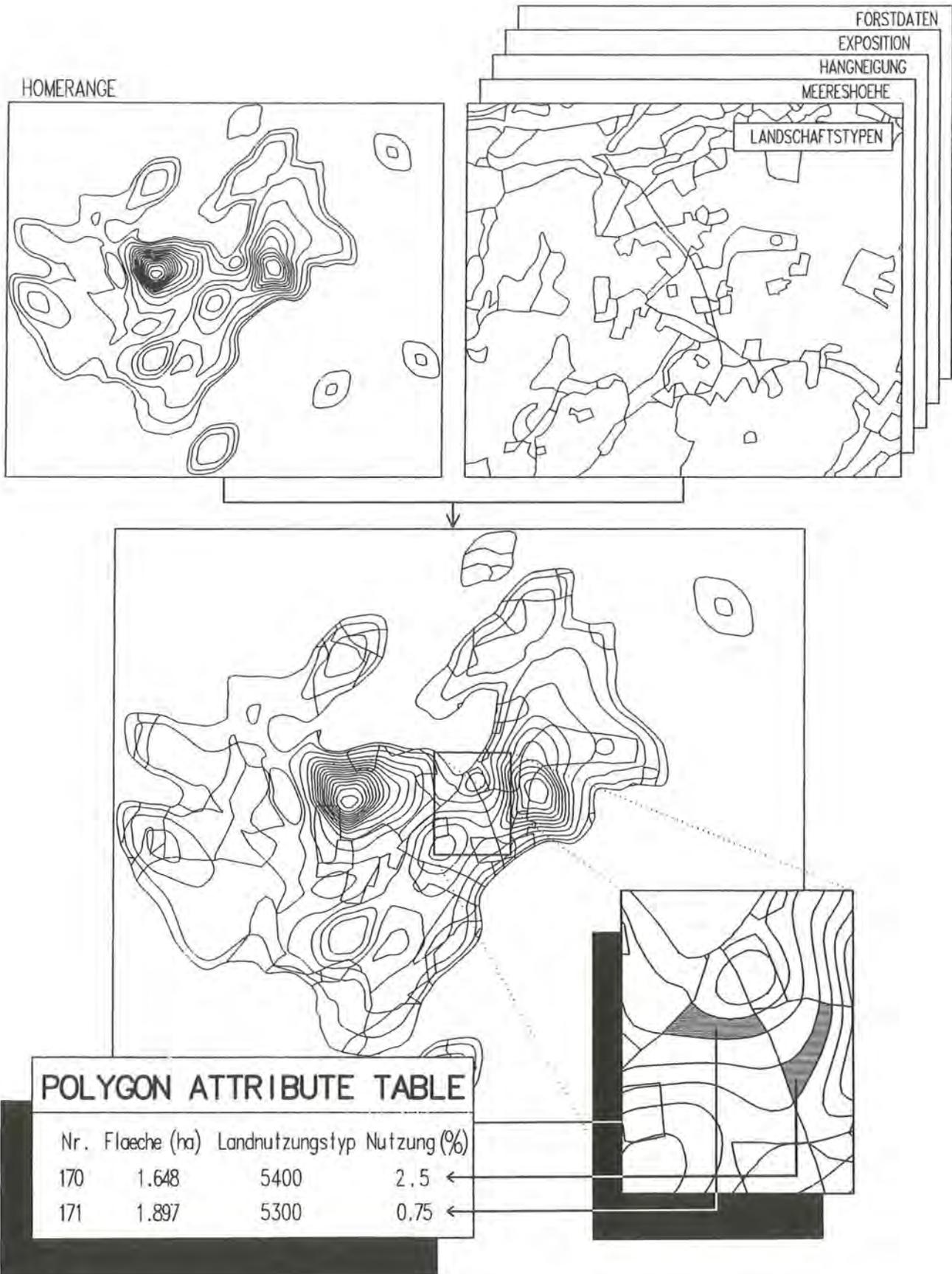


Abb. 6: Anwendung eines Geographischen Informationssystems zur Habitatanalyse eines die Nutzungsintensität berücksichtigenden Homeranges.

Eine 3-dimensionale perspektivische Darstellung der Nutzungsverteilung innerhalb eines Homeranges zeigt Abbildung 5b.

In der Rot- und Rehwildarbeit werden die nutzungsorientiert berechneten Homerangeflächen mit der Realnutzungskarte und mit Rasterdaten aus der Waldinventur (FALL, 1990) verschnitten (Abb. 6). Dabei werden sowohl die Geometrien als auch die Attribute beider zu verschneidenden Karten in der resultierenden Karte aufgeführt und eine Flächenzuordnung und -berechnung für jedes Polygon neu durchgeführt. Die gesamte Information der Polygonattribute wird in einer Datei (Polygon Attribute Table, PAT) abgespeichert und ermöglicht somit den Zugriff für eine nutzungs- und ressourcenorientierte Habitatanalyse. Die Ergebnisse gehen in adäquate statistische Tests ein.

Die der Auswertung zugrunde liegende Fragestellung lautet:

- Welche Landschaftsstrukturen werden von welcher Schalenwildart wie intensiv genutzt?
- Folgt die beobachtete Habitatnutzung der zu erwartenden entsprechend dem flächenhaften Vorkommen (Habitatverfügbarkeit)? - Falls nein
- welche Habitatstrukturen werden häufiger oder geringer genutzt als erwartet (selektive Nutzung)?

Die aus dem Homerangemodell ableitbare beobachtete prozentuale Nutzungshäufigkeit ( $P_{ob}$ ) für die einzelnen Habitatkategorien  $i$  berechnet sich nach der Formel:

$$P_{ob_i} = \frac{A * E_f * \sum_{j \in I_i} a_{ij} * j}{c * 100}$$

A = Homerangefläche in ha

E<sub>f</sub> = Ausgleichsfaktor

a<sub>ij</sub> = Flächenanteil der Habitatkategorie  $i$  bei der Nutzung  $j$  in %

c = Rasterzellengröße in ha

Der Ausgleichsfaktor E<sub>f</sub> (= N<sub>1</sub>/N<sub>2</sub>) kompensiert die Differenz zwischen tatsächlicher Beobachtungshäufigkeit (N<sub>1</sub>) und rechnerisch ermittelter (N<sub>2</sub>) für das Gesamthomerange und wurde durch die Einführung der 0,2 %-Außenlinie notwendig.

Die zu erwartende Nutzungshäufigkeit ( $P_{ex}$ ) für die einzelnen Habitatkategorien  $i$  entspricht dem prozentualen Flächenanteil der Habitatkategorie  $i$  an der Gesamthomerangefläche:

$$P_{ex_i} = a_i$$

Einen ersten Hinweis auf eine positive oder negative Selektion einer Habitatkategorie  $i$  gibt der Präferenzindex (PI<sub>i</sub>):

$$PI_i = \frac{P_{ob_i}}{P_{ex_i}} = \frac{A * E_f * \sum_{j \in I_i} a_{ij} * j}{c * 100 * a_i}$$

Die sich dabei abzeichnende Tendenz einer Bevorzugung oder Meidung bestimmter Landschaftsstrukturen werden nach NEU et al. (1974) unter Verwendung des Chi<sup>2</sup>-Tests und der Bonferroni-z-Statistik statistisch geprüft (vgl. BYERS et al., 1984).

Über die berechneten Präferenzindizes für die von den untersuchten Tieren genutzten Flächen ist es möglich, auf die Nutzbarkeit von Flächen außerhalb des Untersuchungsgebietes durch die Schalenwildarten zu schließen. Zu diesem Zweck wurden Rechenvorschriften erstellt, die es dem Computerprogramm ermöglichen, für das Gesamtgebiet des Nationalparks und sein Vorfeld Flächen auszuweisen und graphisch darzustellen, für die eine bestimmte Nutzung (hoch/mittel/gering) bzw. Präferenz zu erwarten ist (Potentialkarten). Die Basis dieser Rechenvorschriften sind die berechneten Präferenzindizes für die im Geographischen Informationssystem verfügbaren landschaftsbeschreibenden Parameter (Realnutzung, Höhenstufe, Hangneigung, etc.).

## 4 Schlußbetrachtung

Im Nationalpark Berchtesgaden leben vier Schalenwildarten. Es handelt sich um den Rothirsch, das Reh und die beiden auf Hochgebirge beschränkten Arten Gams und Steinbock. In der vorliegenden Studie werden Ergebnisse über drei dieser Arten vorgestellt. Eine Studie über die sehr differenzierte Habitatnutzung der Gams wird vorbereitet. Die Paarhufer sind die größten Arten, die im Nationalpark vorkommen. Als Pflanzenfresser mit Wiederkäuermägen haben sie einen relativ hohen Nahrungsbedarf. Zudem ist ihr Raum-Zeitsystem auf intensive Feindvermeidung ausgerichtet.

Europa war bis ins frühe Mittelalter ein vorwiegend bewaldetes Land. Die menschlichen Rodungstätigkeiten und alle weiteren Aktivitäten der Land- und Forstwirtschaft haben zu einem veränderten Landnutzungsmuster geführt, welches sich deutlich vom ursprünglichen Zustand im frühen Mittelalter unterscheidet. Durch die Öffnung der Wälder sind eine Fülle von Wald-Feldgrenzen entstanden. Dadurch wurde der Lebensraum insgesamt vielschichtiger. Die heutige Situation hat sich somit durch landwirtschaftliche Methoden, wie die der Waldweide, die Bevorzugung einzelner Baumarten und durch die bereits angesprochene Öffnung der Wälder entwickelt. Diese durch den Menschen eingeleitete Nutzungsänderungen der Natur haben verschiedene Auswirkungen auf das Schalenwild ergeben.

Ziel der vorliegenden Arbeiten war es, das aktuelle Nutzungsmuster der drei Wiederkäuer zu beschreiben, um Unterlagen für die Planung zu erhalten.

Die Diskussion über die Wechselwirkung Wald und Wild wird zum Teil sehr emotional und engagiert geführt. Je nach Sichtweise können unterschiedliche Argumentationsstrategien als zielgerichtet akzeptiert werden. Neben Verbiß durch Schalenwild spielte in den letzten Jahren vor allem der Anteil des Nationalparks, der für Rotwild geeignet ist, eine wesentliche Rolle. Die Arbeit von Berberich gibt eine deutliche Antwort. Die Überlagerungen der erzielten Verbreitungskarte mit Angaben zur Waldinventur und zur Naturverjüngung sind wesentliche Hinweise zusammen mit den Bejagungsstrategien im Nationalpark, wohin sich der Ökosystemkomplex Wald unter unterschiedlichen Managementvorgaben entwickelt hat. Entscheidend erscheint bei der Diskussion, daß neben den Bestandszahlen und der lokal aktuellen Verbißsituation auch andere Aspekte aus der Biologie dieser Tiere, wie z. B. das Sozialverhalten oder das Sommer-/Winterverhalten, miteinbezogen werden. Dies wurde in den letzten Jahren durch die Lösung des Fütterungsproblems versucht. Sowohl die Argumentation, viele Fütterungen verteilen das Rotwild im Winter und reduzieren so lokal die Verbißbelastung als auch die Argumentation, wenige Fütterungen z. T. mit Wintergattern entlasten große Flächen des Waldes vom Winterverbiß, werden diskutiert. Der letztere wurde gefolgt und somit eine Simulation der Winterwanderungen, soweit dies möglich ist, gegeben. Bei allen Betrachtungen mußte auch miteinbezogen werden, daß die landschaftlichen Veränderungen, bezogen auf

das Rotwild, zu einschneidenden jahreszeitlichen Habitatzerstückelungen geführt haben. Durch die Öffnung der Wälder mit Wiesen und Almen und durch die Öffnung der Wälder durch Kahlschlag haben sich z. T. deutlich verbesserte Lebensverhältnisse ergeben. Somit ist die Sommernahrung des Rotwildes gesichert. Im Gegensatz dazu kam es im Winter zu einer dramatischen Verschlechterung der Habitatsituation. Durch die Verbauung der Voralpenflüsse ist die Wanderung des Rotwildes ins Voralpengebiet im Winter fast nicht mehr möglich. Auf den Schuttfächern in den Auwäldern und in den Überflutungsgebieten der Flüsse gab es in früheren Zeiten im Winter große Nahrungsressourcen für das aus dem Gebirge auswandernde Rotwild. Dieser Teillebensraum ist zerstört worden. Aus diesem Grund sind alle Diskussionen um eine Beendigung der Rotwildfütterung im Winter nur dann zu verstehen, wenn man unterstellt, daß die Diskussionsteilnehmer die Zusammenhänge nicht ganz kennen.

Die eher ruhige und unbedeutende Diskussion, ob Steinböcke im Gebiet der Berchtesgadener Alpen einen vollständigen Lebensraum haben, wird seit den 50er Jahren geführt. Die von Andreas durchgeführte Analyse ist ein Baustein mehr für die Hypothese, daß die Berchtesgadener Alpen nicht im nach-eiszeitlichen Verbreitungsgebiet der Steinböcke gelegen haben. Die Alpenrandlage mit den hohen Niederschlägen, die im Winter zu sehr großen Feuchtschneeansammlungen führen können und die z. T. aus Plateaugebirgen besteht, sind zwei Argumente die gegen ein günstiges Steinbockgebiet sprechen. Doch das wichtigste und beste Argument liefern die Steinböcke durch ihre Populationsentwicklung selbst. Vergleicht man Wiederansiedlungsprojekte des Steinbocks in den Zentralalpen mit denen in Berchtesgaden, so ist die Entwicklung der Population in Berchtesgaden minimal bis nicht vorhanden, während in den zentralalpiner Gebieten, wie im Piztal und Kaunertal, die Population nach wie vor massiv ansteigt. Dies hat in diesen Gebieten auch dazu geführt, daß die Jagd auf Steinböcke wieder ermöglicht wurde. Die geringe Zahl von Steinböcken im Gebiet und die vergleichsweise kurze Verweildauer sind jedoch zwei Punkte, die es unnötig erscheinen lassen über Managementmaßnahmen dieser Tiere nachzudenken. Nebenbei ist dies auf Grund der jagdrechtlichen Situation in Deutschland auch gar nicht möglich.

Die Arbeit von Frau Müller über die Rehe in der Genossenschaftsjagd Schönau gibt erste Hinweise über die Nutzung von Bergwäldern durch diese Art im nordalpinen Raum. Die Möglichkeit mit Hilfe der im Rahmen der Nationalparkforschung entwickelten Methoden aus dem Untersuchungsgebiet auch größere Räume zu erschließen und Hypothesenkarten über die möglichen Verbreitungsgebiete dieser Arten zu machen, wurde von allen drei Bearbeitern intensiv genutzt. Besonders interessant ist dabei die Chance, verschiedene konventionelle und neue Methoden zu verknüpfen und daraus Ergebnisse zu erzielen, die eine weitere Vertiefung des Wissens über diese Tierarten ermöglichen. Die Bedeutung solcher Forschung für den Nationalpark liegt nicht in der Ansammlung weiteren Wissens, sondern in der Chance aus den Ergebnissen Managementmethoden abzuleiten, die zu einer weiteren Optimierung der Koexistenz von Wald und Wild unter diesen speziellen Gegebenheiten führen.

Es kann inzwischen als unbestritten gelten, daß die deutlichen Einflüsse des Menschen auf die Umwelt zu einer Neuverteilung der Lebensraummuster von den angesprochenen

Schalenwildarten geführt hat. Eine vielhundertjährige Waldweide, eine intensive Forstwirtschaft aufgrund der Notwendigkeit, Brennstoff für die Saline zu erwirtschaften und eine vom Zeithorizont relativ kurze aber mit viel Engagement durchgeführte Hofjagdzeit, haben zur heutigen Situation geführt. Die deutliche Reduzierung des Rotwildbestandes und die intensive Bejagung der Rehe in den ersten 15 Jahren des Nationalparks haben der Vegetation in großen Bereichen die Chance gegeben, sich in starkem Maße zu verjüngen. Eine ganze Reihe von Pflanzenarten, die sich bis dato nur auf Felsköpfen halten konnten, sind zum Teil in großen Individuenzahlen wieder im Wald vertreten. Die Konkurrenz zwischen forstlichen Gedanken zur Verjüngung und das gestalterische Element großer Pflanzenfresser ist ein noch nicht völlig ausgeräumtes Konfliktmaterial. Wie wir aus differenzierten Untersuchungen über den Afrikanischen Elefanten wissen, übt diese Tierart einen solch enormen Einfluß auf die aktuelle Verteilung der Baumvegetation aus, daß man heute davon ausgehen muß, daß die Art regional große Bestandschwankungen hatte. Nachdem der Wald vernichtet war, zogen die Elefanten weiter um erst dann wieder in das Gebiet einzuwandern, wenn neuer Wald entstanden war. Inwieweit in begrenztem Maße Schalenwildarten im Wald in Mitteleuropa solche Funktionen ausgeübt haben ist unbekannt. Es gibt jedoch Hinweise dafür, daß die Tiere in einzelnen Fällen aktiv lokale Wiederbewaldungen zu unterbinden scheinen. Folgt

man der Mosaik-Zyklus-Hypothese, so ist zu erwarten, daß es auch in einem Wald der stark in die Verjüngung eingetreten ist, lokal Flächen geben wird, die mit einer Zeitverzögerung dieser Verjüngung folgen. Bei einer langfristigen Koexistenz von großen Pflanzenfressern in stark veränderten Waldökosystemen könnte es eine Optimierung der Konfliktsituation sein, wenn man zugesteht, daß nicht auf allen Flächen zur gleichen Zeit das gleiche passieren muß. Die Forstwirtschaft argumentiert aus gutem Grund mit langen Zeitreihen, weil die Baumarten lange Generationszyklen haben. Innerhalb dieser Generationszyklen wird es notwendig sein, lokal unterschiedliche Geschwindigkeiten anzunehmen. Damit soll nicht einer höheren Bestands- oder einer anderen Bejagungsstrategie grundsätzlicher Art das Wort geredet werden, damit soll jedoch darauf hingewiesen werden, daß es neben der Dichte der großen Pflanzenfresser der Verjüngung des Waldes, dem Verbiß und den zu erzielenden Abschlußzahlen noch einige Aspekte mehr zu beachten gibt, wenn man eine möglichst konfliktfreie Koexistenz anstrebt. Mit soch einer Zielvorgabe war es sicherlich notwendig, zunächst in die sehr stark ausgelenkte Situation mit starken Managementmaßnahmen einzugreifen. Es wird interessant sein zu verfolgen, wie sich in den nächsten Jahrzehnten die Vegetation und die Schalenwildpopulationen entwickeln und welche Anpassungen in der Managementstrategie im Sinne einer optimierten Koexistenz notwendig werden.

## 5 Literaturverzeichnis

- AESCHBACHER, A., 1978: Das Brunftverhalten des Alpensteinwildes. Eugen Rentsch Verlag, Erlenbach–Zürich, 88 S.
- ALBRECHT, L., 1989 a: Die Geschichte des Alpensteinbocks im Kanton Wallis. *Wildtiere* 2/1989, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- ALBRECHT, L., 1989 b: Steinwild hat regional wieder bejagbare Bestände. *Deutsche Jagdzeitung*, 9 (9): 51–53.
- ALLDREDGE, J. R. & RATTI, J. T., 1986: Comparison of Some Statistical Techniques for Analysis of Resource Selection. *J. Wildl. Manage.* 50 (1): 157–165.
- ALTKOFER, T., 1975: Jagdgeschichtliche Entwicklung im Berchtesgadener Land mit besonderer Berücksichtigung der Wildarten seit der Hofjagdzeit. Diplomarbeit, Fachbereich Forstwissenschaft, Ludwig-Maximilian-Universität München, 136 S.
- AMLANER, C. J. & MACDONALD, W. D., (Eds.) 1980: *A Handbook of Biotelemetry and Radio Tracking*. Pergamon Press, Oxford, 840 S.
- AMON, R., 1958: Fragen zum Wiederaufkommen des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* L. 1758) in den Ostalpen. *Jahrb. des Österreichischen Arbeitskreises f. Wildforschung* 1958: 86–90.
- AMON, R., 1959: Klimatische Grenzen einer Wiederansiedlung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* L. 1758) in den Ostalpen. *Z. Jagdwiss.* 5 (4): 133–137.
- ANDERSON, D. J., 1982: The Home Range: A New Non-Parametric Estimation Technique. *Ecology* 63 (1): 103–112.
- ANTONIUS, O., 1927: Über die Schönbrunner Steinbockzucht und zur Frage der Aussetzung von savoyischem Steinwild in den Ostalpen. *Mitt. des JSV v. Niederösterreich* 49 (9): 222–223.
- ARNOLD, W., 1986: Ökosoziologie des Alpenmurmeltiers (*Marmota marmota* L. 1758). Dissertation, Fachbereich Biologie, Ludwig-Maximilian-Universität München, 137 S.
- ARTHUR, S. M. et al., 1989: Habitat Use and Diet of Fishers. *J. Wildl. Manage.* 53 (3): 680–688.
- ATZLER, R., 1984: Nahrungsangebot und Wanderverhalten von Rothirschen in den Ammergauer Bergen. *Z. Jagdwiss.* 30: 73–81.
- AUSSERER, C., 1936: *Der Alpensteinbock*. Universum Verlagsgesellschaft, Wien, 180 S.
- BAHRENBERG, G. & GIESE, E., 1975: *Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie*. Teubner Verlag, Stuttgart, 308 S.
- BAMBERG, F. B., 1987: Zur Verwendung von Halsbandsendern in der Biotelemetrie beim Damwild. *Z. Jagdwiss.* 33: 71–77.
- BANSE, G., 1985: RN-Typenbewertung Singvögel, Testgebiet Jenner. Nationalpark Berchtesgaden, Arbeitsbericht, 6 S.
- BAUER, K., 1982: Erfahrungen mit der Steinwildkolonie Pitztal/Kaunertal. Tagungsbericht der Hegegemeinschaft Röthelstein-Hochlantsch 1982. Breitenau: 31–37.
- BAYERISCHE FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT, 1989: Wildforschungsprojekt „Optimale Schalenwildichte“ der Bayer. FVA, Abschlußbericht, 94 S.
- BAYERN v., A. & BAYERN v., J., 1975: Über Rehe in einem steirischen Gebirgsrevier. J. Bauer, Klischeeanstalt, Hamburg, 207 S.
- BERBERICH, W., 1988: Untersuchungen zur Raumorganisation und zur Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L. 1758) im Alpenpark Berchtesgaden. Dissertation, Naturwiss.-Mathemat. Gesamtfakultät, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, 98 S.
- BERBERICH, W., 1989: Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 17, 71 S.
- 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, Abschlußbericht zum Rotwild-Forschungsprojekt, 73 S.
- BERBERICH, W. & MÜLLER, B., 1993: Das Geographische Informationssystem im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Testlauf, Konzeption und Realisierung im Rahmen der Ökosystemforschung, Umweltbundesamt Berlin; Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltplanung/Ökologie, Forschungsbericht 108-02 085/02, 1993.
- BERG, F. C. & HAUSER, G., 1976: Ein telemetrisches System für Rehwild und Anwendung in Raum/Zeit-Studien. *Z. Jagdwiss.* 22 (4): 214–226.
- BLANKENHORN, H. J. et al., 1979: Bericht zum Hirschproblem im Engadin und im Münstertal. Zürich, FORNAT, Forschungsstelle für Naturschutz und angewandte Ökologie.
- BOCK, W., 1986: Die Lebensraumnutzung des Dachses (*Meles meles*) – erste Ergebnisse aus dem Raum Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11: 46–51.
- 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. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsergebnisse 114, 26 S.
- BRIEDERMANN, L., et al., 1989: Rotwild *Cervus elaphus* L. In: Stubbe, H. (Ed.): *Buch der Hege* Bd. 1, 2-56, Verl. H. Deutsch, Thun – Frankfurt/Main: 2–56.
- BRÜLLHARDT, H. & LÜPS, P., 1984: Entwicklung und Regulierung von Steinwildbeständen (*Capra ibex* L. 1758) im Berner Oberland. *Mitt. d. Natfor. Ges. Bern* 41: 153–169.
- BUBENIK, A. B., 1959: *Grundlagen der Wildernährung*. Berlin.
- BUBENIK, A. B., 1984: *Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes*. BLV Verlagsges., München-Wien-Zürich, 272 S.
- BUCHLI, C. et al., 1978: Untersuchungen der Hirschstrecken der Kantone Graubünden, Wallis. *Jagd und Hege* 10: 6.
- BUCHLI, C., 1982: Das Rotwild in Graubünden. In: Rotwild, Verbreitung, Ernährung, Hege im Staatswald. Ergebnisse der Arbeitstagung am 2./3. März 1982 (Laubau). Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: 14–23.
- BÜLOW v., G., 1978: Steinwild – Das Vorkommen im deutschen Alpenraum. *Wild und Hund* 2/1978: 25–27.
- BURCKHARDT, D., 1961: Aus dem Leben des Steinbockes. *Schweizer Naturschutz* 27 (1): 10–14.
- BURROUGH, P. A., 1987: *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford, 194 S.
- BURT, W. H., 1943: Territoriality and Home Range. *J. Mammal.* 80 (1): 1–18.
- BYERS, C. R. et al., 1984: Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *J. Wildl. Manage.* 43 (3): 1050–1053.
- CALHOUN, J. B. & CASBY, J. U., 1958: The Calculation of Home Range and Density of Small Mammals. U.S. Public Health Serv., Public Health Monogr. 55, 24 S.
- CATT, D. C. & STAINES, B. W., 1987: Home Range Use and Habitat Selection by Red Deer (*Cervus elaphus* L. 1758) in a Sitka

- Spruce Plantation as Determined by Radio-Tracking. *J. Zool. Lond.* 211: 681–693.
- CEDERLUND, G., 1981: Daily and Seasonal Activity of Roe Deer in a Boreal Habitat. *Swed. Wildl. Res.* 11: 315–347.
- CEDERLUND, G. et al., 1987: Summer Movements of Female Moose and Dispersal of their Offspring. *J. Wildl. Manage.* 51 (2): 342–352.
- CLUTTON-BROCK, T. H., 1985: Fortpflanzung beim Rothirsch: Kosten-Nutzen-Prinzip. *Spektrum der Wissenschaften* 3/1985: 114–121.
- COUROTIER, J., 1958: Parallele anatomique, physiologique et ecologique entre le pied du bouquetin des Alpes et celui du chamois en rapport avec l'adaptation a la montagne de ces especes. *Mammalia* 22: 76–89.
- COUROTIER, J., 1962: Le Bouquetin des Alpes. Grenoble, 1564 S.
- CRAIGHEAD, J. et al., 1972: Elk Migrations in and near Yellowstone National Park. *Wildl. Monogr.* 29, 48 S.
- DAVID, A., 1990: Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* L. 1758) in den Berchtesgadener Alpen. Diplomarbeit, Fachbereich III, Tech. Universität Carolo Wilhelmina Braunschweig, 86 S.
- DAVID, A. & RIECHERT, V., 1989: On the Ecology of Red Deer (*Cervus elaphus*) and ibex (*Capra ibex*) in the Berchtesgaden National Park – An Example for Game Management by Computer. 5th. Int. Theriol. Congress, Rome 1989, Volume II: 898–899.
- DÄNZER, L., 1979: Steinbock. *Wildtiere* 3/1979, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- DEMEAUTIS, G., 1982: Enzootis 1974–1976: Pleuropneumonies des chamois et bouquetins en vanoise. *Acta Biologica Montana*: 217–245.
- DESAX, C., 1972: Der Stand der Wiederansiedlung von Steinwild. *Schweiz. Z. f. Forstw.* 123: 582–589.
- DIXON, K. R. & CHAPMANN, A., 1980: Harmonic Mean Measure of Animal Activity Areas. *J. Ecology* 61 (5): 1040–1044.
- DWORSCHAK, U., 1990: Winterliche Raumnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L. 1758) in einem Hochgebirgsareal. Diplomarbeit, Fakultät f. Biol. und Geowiss., Tech. Universität München, 41 S.
- EISFELD, D., 1979: Das Reh. Sonderdruck aus dem Jahrbuch 1979/4, Verein zum Schutz der Bergwelt e. V.
- EISFELD, D., 1985: Ansprüche von Rehen an die Qualität ihrer Nahrung. XVIIth. Int. Congr. Game Biol., Brussels: 1027–1034.
- ELLENBERG, H., 1978: Zur Populationsökologie des Rehens (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa. *Spixiana*, Supplement 2, 211 S.
- ELLENBERG, H., 1979: Frühjahrs- und Sommernahrung bestimmen die Dynamik von Rehpopulationen (*Capreolus capreolus*). *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Münster 1978), Bd. 7.
- ELSNER-SCHACK v., I., 1982: Zur Wiedereinbürgerung des Steinbocks in den gesamten Alpen. *Tagungsbericht der Hegegemeinschaft Röthelstein-Hochlantsch 1982*, Breitenau: 9–20.
- ELSNER-SCHACK v., I., 1984: Der Steinbock heute. *Mitteilungen aus der Wildforschung* 40: 1–4.
- ENDERS, G., 1979: Theoretische Topoklimatologie. Nationalpark Berchtesgaden, *Forschungsberichte* 1, 92 S.
- FABER, R., 1983: Die Zuwachsprozente bei Wildtierarten in den drei forstfiskalischen Wildparks Hessens. *Mitt. der Hessischen Landesforstverwaltung* 18: 107–124.
- FISCHER, A., 1985: Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung und zur Habitatstrukturwahl von Rotwild im Arlberg-Gebiet unter besonderer Berücksichtigung von anthropogenen Störeinflüssen. *Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien*, 204 S.
- FÖHRENBACH, H., 1987: Untersuchung zur Ökologie von Baum- und Steinmarder im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. *Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsergebnisse* 138, 73 S.
- FRANKLIN, W. L., 1983: Contrasting Socioecologies of South America's Wild Camelids: The Vicuna and the Guanaco. *Americ. Soc. of Mammalogists, Special Publication* 7: 573–631.
- FRANZ, H. P., 1985: Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre (MAB)“. *Stand, Entwicklung, Ergebnisse und Ausblick. MAB-Mitteilungen* 18, 197 S.
- FRANZ, H. P., 1990: Die Natürlichkeitsgrade der Fließgewässer im Nationalpark Berchtesgaden und seinem Vorfeld. *Symposium der Deutschen Gesellschaft für Limnologie*, Witzenhausen, 32 S.
- FRÖHLICH, H. et al., 1988: Zur Interpolation und Zeichnung von Höhenlinien im Programmsystem HALT. *BDVI-Forum* 4/1988: 467–474.
- GARROTT, R. A. et al., 1986: Reflected Signal Bias in Biotelemetry Triangulation Systems. *J. Wildl. Manage.* 50 (4): 747–752.
- GATTINGER, G. et al., 1978: Nähr- und Mineralstoffgehalt des Panseninhaltes von Gams- und Steinwild. *Tagungsbericht 3. Int. Gamswild-Symposium 1978*, Mayrhofen: 18–29.
- GEIGER, C., 1981: Verteilung des Rehwildes im Wald. *Wildbiologie für die Praxis. Dokumentationsstelle für Wildforschung*, Zürich.
- GEORGII, B., 1978: Aktivitätsmuster eines jungen Steinbockes (*Capra ibex* L. 1758). *Tagungsbericht 3. Int. Gamswild-Symposium 1978*, Mayrhofen: 35–38.
- GEORGII, B., 1980: Untersuchungen zum Raum-Zeit-System weiblicher Rothirsche (*Cervus elaphus* L. 1758) im Hochgebirge. *Dissertation, Fakultät f. Biologie, Ludwig-Maximilian-Universität München*.
- GEORGII, B., 1981: Activity of Female Red Deer (*Cervus elaphus*) in the Alps Southern West Germany. *Oecologia* 49: 127–136.
- GEORGII, B. & SCHRÖDER, W., 1983: Home Range and Activity Patterns of Male Red Deer (*Cervus elaphus* L. 1758) in the Alps. *Oecologia* 58: 238–248.
- GORDON, I. J., 1989: Vegetation Community Selection by Ungulates on the Isle of Rhum. II. *Vegetation Community Selection. J. of Appl. Ecol.* 26: 52–64.
- GOSSOW, H., 1976: *Wildökologie*. BLV Verlagsges., München-Wien-Zürich, 225 S.
- GOSSOW, H., 1987: Habitatstruktur und Raum-Zeit-Verhalten von Wildwiederkäuern in den Alpen unter dem Einfluß insbesondere der Forstwirtschaft. *Schlußbericht zum FONDS-Projekt 4651*. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, 30 S.
- GOSSOW, H., 1987: Alpine Rotwild-Vorkommen im Konflikt mit verschiedenen Landnutzungs-Interessen. *Cbl. ges. Forstwesen* 104 (2): 82–95.
- GOSSOW, H. & FISCHER, A., 1987: Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des Rotwildes angesichts menschlicher Störeinflüsse unter besonderer Berücksichtigung der Wintersituation: Fallstudie St. Anton am Arlberg. *Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien*, 31 S.
- GOSSOW, H. & REIMOSER, F., 1985: Anmerkungen zum Zielkonflikt Wald - Wild - Weide - Tourismus. *Schweiz. Z. f. Forstw.* 136: 913–929.
- GRÄFNER, G., 1986: *Wildkrankheiten*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 356 S.

- GRAF, C. & SCHRÖDER, W., 1978: Der Stand der Wiedereinbürgerung des Alpensteinbockes (*Capra ibex* L. 1758). Tagungsbericht 3. Int. Gamswild-Symposium 1978, Mayerhofen: 54–59.
- GREEN, R. A. & BEAR, G. D., 1990: Seasonal Cycles and Daily Activity Patterns of Rocky Mountain Elk. *J. Wildl. Manage.* 54: 272–279.
- GREUTER, E., 1985: Einfluß der Lage von Rotwildfütterungen auf Schälschäden. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, 106 S.
- GRIFFITH, B. & PEEK, J. M., 1989: Mule Deer Use of Seral Stage and Habitat Type in Bitterbrush Communities. *J. Wildl. Manage.* 53 (3): 636–642.
- GRZIMEK, B. & NIEVERGELT, B., 1979: Der Alpensteinbock. In: Grzimeks Tierleben, Säugeliere Bd. 4, Deutscher Taschenbuch Verlag, München: 474–480.
- HALLER, H., 1988: Dürfen und sollen ausgerottete Wildtiere in die Alpen zurückkehren? Vortrag 7/1988, Berchtesgaden.
- HARTL, G., 1987: Genetische Gefährdung des Alpensteinbockes? *Der Anblick* 1: 34–36.
- HASLETT, J. R., 1990: Geographical Information System: A New Approach to Habitat Definition and Study of Distribution. *Trends in Ecology & Evolution* 5 (7).
- HAYNE, D. W., 1949: Calculation of Size of Home Range. *J. Mammal.* 80 (1): 1–18.
- HECK, L., 1950: Bericht über die Einbürgerung des Alpensteinbockes im Naturschutzgebiet Berchtesgaden. *Jahrb. d. Vereins z. Schutze der Alpenpflanzen und -tiere*: 88–92.
- HEDIGER, H., 1950: *Wild Animals in Captivity*. Butterworth, London, 152 S.
- HEEZEN, K. & TESTER, J. R., 1967: Evaluation of Radio Tracking by Triangulation with Special Reference to Deer Movements. *J. Wildl. Manage.* 31: 124–141.
- HEGG, O., 1961: Analysen von Großwildkot aus dem schweizerischen Nationalpark zur Ermittlung der Nahrungszusammensetzung. *Rev. Suisse Zool.* 68: 156–165.
- HENSEL, H., 1955: Mensch und warmblütige Tiere. In: *Temperatur und Leben*, Springer Verlag, Berlin-Göttingen-Heidelberg.
- HENTSCHEL, E. & WAGNER, G., 1984: *Zoologisches Wörterbuch*. Fischer Verlag, Stuttgart, 672 S.
- HESPELER, B., 1989: *Rehwild heute – Lebensraum, Jagd und Hege*. BLV Verlagsges., München-Wien-Zürich: 56–64.
- HESS, R., 1988: Sibirischer Steinbock (*Capra ibex sibirica*). In: Grzimek (Ed.), *Grzimeks Enzyklopädie Säugetiere* Bd. 5, Kindler Verlag, München: 525–526.
- HESSE, R., 1924: *Tiergeographie auf ökologischer Grundlage*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HOFMANN, A. & NIEVERGELT, B., 1972: Das jahreszeitliche Verteilungsmuster und der Äsungsdruck von Alpensteinbock, Gemse, Rothirsch und Reh in einem begrenzten Gebiet im Oberengadin. *Z. Jagdwiss.* 18 (4): 185–212.
- HOFMANN, R., 1976: Die Charakterisierung des wiederkäuenden Schalenwildes nach Äsungstypen. Vortrag, Tagung d. Deutschen Delegation des Internationalen Jagdrates zur Erhaltung des Wildes (CIC).
- HOFMANN, R., 1981: Über die Notzeit des Schalenwildes in der Kulturlandschaft – wissenschaftliche Erkenntnisse, gesetzliche Bestimmungen und Hegepraxis. *Wildbiol. Informationen für den Jäger* 4: 95–107.
- HÖRMANN, F., 1988: Von Höhlenbären, Landjagd und dem Waidwerk bis zur Gegenwart. Eigenverlag des Museumsvereins Werfen, Werfen.
- HUGO, A., 1986: Bewertung der Realnutzungstypen (RN-Typen) durch Kleinsäuger und Habitatstrukturen der Kleinsäuger. Nationalpark Berchtesgaden, Schlußbericht, 56 S.
- JENNRICH, R. I. & TURNER, F. B., 1969: Measurement of Noncircular Home Range. *J. Theoret. Biology* 22: 227–237.
- KARGER, S., 1989: Radiotelemetrische Untersuchungen zur sommerlichen Raumnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus* L. 1758) im Hochgebirge. Diplomarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften, Ludwig-Maximilian-Universität München, 134 S.
- KEENAN, R. J., 1980: Spatial Use of Home Range Among Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in South-Central Ontario. *Proc. Worldwide Furbearer Conf.* (Chapman, I. A., Ed.): 1041–1067.
- KLINGER, K. & KRÄMER, A., 1966: Über den Einfang von Gams- und Steinwild. *Z. Jagdwiss.* 12 (1): 125–137.
- KNAUS, W. & SCHRÖDER, W., 1975: *Das Gamswild*. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin, 234 S.
- KÖNIG, K. P., 1987: Raum-Zeit-Verhalten von Rehwild in geschlossenen Waldrevieren. *Z. Jagdwiss.* 33: 168–175.
- KOFLER, H., 1981: Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchung zur Nahrungswahl und Konkurrenz von Gams (*Rupicapra rupicapra* L. 1758) und Steinbock (*Capra ibex* L. 1758) im Hochlantschstock/Steiermark, Dissertation, Universität Graz.
- KOFLER, H., 1982 a: Gams und Steinbock: Konkurrenz und Koexistenz am Beispiel Hochlantschstock. Tagungsbericht der Hegegemeinschaft Röthelstein-Hochlantsch, Breitenau: 21–30.
- KOFLER, H., 1982 b: Steinbock contra Gams. *Mitteilungen aus der Wildforschung* 20: 1–4.
- KRÄMER, A., 1966: Sichtmarkierung bei Gamsen und anderen einheimischen Huftieren. *Rev. Suisse Zool.* 73: 400–407.
- KURT, F., 1970: *Rehwild*. BLV Verlagsgesellschaft, München-Wien-Zürich, 170 S.
- KUSTER, A., 1961: Die Wiederansiedlung des Steinwildes in den Schweizer Alpen. *Schweizer Naturschutz* 27 (1): 6–10.
- KUTZER, E., 1978: Auswirkungen der Sarcoptesräude auf Gams- und Steinwildpopulationen. Tagungsbericht 3. Int. Gamswild-Symposium, Mayerhofen: 89–97.
- LEPTICH, D. J. & GILBERT, J. R., 1989: Summer Home Range and Habitat Use of Moose in Northern Maine. *J. Wildl. Manage.* 53 (4): 880–885.
- LINK, H., 1987: Einfluß der landschaftlichen Gegebenheiten auf die Populationen von Greifvögeln und Eulen im Alpenpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Abschlußbericht, 191 S.
- LIPPERT, W., 1963: Vegetationskarte des Naturschutzgebietes Berchtesgaden, 1: 25.000, kartiert 1961–1963.
- LUBER, B., 1985: Biotopabhängige Horizontal- und Vertikalverteilung von Kleinsäufern im Nationalpark Berchtesgaden, Populationsbiologie und Schwermetallbelastung. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsergebnisse 78, 114 S.
- LÜPS, P. et al., 1986: Sonderabschüsse von Steinwild (*Capra ibex* L. 1758) im Berner Oberland – Erste Erfahrungen und Resultate. *Z. Jagdwiss.* 32 (3): 148–157.
- MACDONALD, D. W. et al., 1980: The Evaluation of Home Range Size and Configuration Using Radio Tracking Data. In: Amlaner & Macdonald (Eds.): *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking*, Pergamon Press, Oxford: 405–424.
- MAZURKIEWICZ, M., 1969: Elliptical Modification of the Home Range Pattern. *Bull. Acad. Pol. Sci. Ch.* 2, 17 (7): 427–431.
- MEILE, P., 1983 a: Wie Bergtiere den Winter überstehen. *Wildtiere* 4/1983, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- MEILE, P., 1983 b: Die Gemse 1. Teil. *Wildtiere* 2/1983, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.

- MEILE, P., 1985: Ökologie der Gemse 1. Teil: Habitat, Nahrung, Konkurrenz. *Wildtiere* 4/1985, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- MEILE, P., 1986: Ökologie der Gemse 2. Teil: Winterökologie. *Wildtiere* 1/1986, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- MILLS, L. S., 1989: Observer Performance in Known and Blind Radio-Telemetry Accuracy Tests. *J. Wildl. Manage.* 53 (2): 340–342.
- MOHR, C. O., 1947: Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *Am. Midland Nat.* 37: 223–249.
- MÜHLHOFER, G., 1983: Das Verhalten von Rotwild an Winterfütterungen mit unterschiedlichen Bedingungen. *Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsergebnisse* 43, 135 S.
- MÜLLER, B., 1990: Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus* L. 1758) im Alpenpark Berchtesgaden unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems. Diplomarbeit, Universität Ulm, 53 S.
- NAEF, B., 1979: Das Markieren von Wildtieren. *Wildtiere* 3/1979, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN, (Ed.) 1981: Landschaftsanalyse Alpenpark Berchtesgaden. *Nationalpark Berchtesgaden*, 179 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN, (Ed.) 1989: Nationalpark Berchtesgaden – Kurzbeschreibung. *Nationalpark Berchtesgaden*.
- NERL, W., 1980: Das große Gamsbuch. Ludwig Verlag, Pfaffenhofen, 272 S.
- NEU, C. W. et al., 1974: A Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *J. Wildl. Manage.* 38: 541–545.
- NEUMANN, A., 1971: Erfahrungen und Ergebnisse einer Muffelwildeinbürgerung. *Beitr. z. Jagd- und Wildforschung* 7: 127–142.
- NIETHAMMER, G., 1963: Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- NIETHAMMER, G. & KRAPP, F., 1986: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/II, Paarhufer, AULA-Verlag, Wiesbaden, 376 S.
- NIEVERGELT, B., 1962: Der Einfluß der Witterung auf das Gehörwachstum des Alpensteinbockes (*Capra ibex* L. 1758). *Verh. d. Schweizer Natfor. Ges. Scaul* 142: 109.
- NIEVERGELT, B., 1964: Auswirkungen des Winters 1962/63 auf das Steinwild. *Jahrb. d. Österreichischen Arbeitskreises f. Wildtierforschung*, Graz.
- NIEVERGELT, B., 1966: Der Alpensteinbock (*Capra ibex* L. 1758) in seinem Lebensraum. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin, 85 S.
- NIEVERGELT, B., 1967: Die Zusammensetzung der Gruppen beim Alpensteinbock. *Z. Säugetierkunde* 32, 129–144.
- NIEVERGELT, B., 1974: A Comparison of Rurring Behaviour and Grouping in the Ethiopian and Alpine Ibex. In: Geist & Walther (Eds.): *The Behaviour of Ungulates and its Relation to Management*. Morges: IUCN Publication New Series 24: 324–340.
- NIEVERGELT, B. & ZINGG, R., 1986: Steinbock. In: Niethammer & Krapp (Eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas* Bd. 2/II: 384–404.
- NOWAK, E., 1981: Aussetzungen von Tieren – Methoden des Naturschutzes? *Nationalpark* 30 (1): 9–13.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W., 1984: Das Projekt MAB 6 in Berchtesgaden – Planung, Struktur, Perspektiven. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Bern 1982) Bd. 12.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W., 1988: 50 Jahre Steinböcke in Berchtesgaden. *Jahrb. Vereins z. Schutz der Bergwelt e.V.*, München: 81–85.
- d'OLEIRE-OLTMANN, W. & FRANZ, H. P., 1990: Das zoologische Informationssystem (ZOO LIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. Vortrag, Tagung der Ges. f. Ökologie (Freising-Weißenstephan 1990).
- ONDERSCHEKA, K., 1982: Probleme des Fangens und der Immobilisation von Wildtieren. *Wiener Tierärztliche Monatsschrift* 69 (4): 101–102.
- ONDERSCHEKA, K. & HARTL, G., 1989: Steinwild *Capra ibex* L. 1758, In: Stubbe (Ed.): *Buch der Hege* Bd. 1, Verlag H. Deutsch, Thun-Frankfurt/Main: 236–247.
- ONDERSCHEKA, K. & KLUG, B., 1982: Äsungsbelastung ehemals als Alm genutzter Kare durch Schalenwild. *Cbl. ges. Forstwesen* 99 (3): 140–148.
- ONDERSCHEKA, K. et al., 1982: Vergleich zwischen optischen und biotelemetrischen Methoden bei der Beobachtung des Rehwildes. *Cbl. ges. Forstwesen* 99 (3): 129–139.
- PLETICHA, P., 1973: Jugendentwicklung bei Alpensteinböcken (*Capra ibex ibex* L. 1758) im Zoo. *Säugetierkd. Mitt.* 21: 297–307.
- PRIEN, ... et al., 1989: Muffelwild *Ovis ammon musimon* (Pallas). In: Stubbe (Ed.): *Buch der Hege* Bd. 1, Verl. H. Deutsch, Thun-Frankfurt/Main: 172–208.
- PRIOR, R., 1968: The Roe Deer of Cranborne Chase. In: Kurt (Ed.): *Rehwild*.
- RÄDER, W., 1982: Zur Biologie des Gerenuk (*Litocranius walleri* Brooke 1878). Diplomarbeit, Universität Braunschweig.
- RAESFELD v., F. & REULECKE, K., 1988: *Das Rotwild*. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin, 416 S.
- RALL, F., 1990: Waldinventur und Waldpflegeplanung im Nationalpark Berchtesgaden 1983–1986. In: Kral & Rall (1990): *Wälder, Geschichte, Zustand, Planung*. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 20, 107 S.
- RATTI, P., 1981: Zur Hege des Steinwildes im Kanton Graubünden. *Z. Jagdwiss.* 27: 41–57.
- RATTI, P., 1984: Zur Hege des Steinwildes im Kanton Graubünden. *Tagungsbericht d. Forsch. Inst. f. Wildtierkunde der Vet. med. Univ. Wien* (Wien 1984): 221–232.
- RATTI, P. & HABERMEHL, K. H., 1977: Untersuchungen zur Altersschätzung und Altersbestimmung beim Alpensteinbock (*Capra ibex ibex* L. 1758) im Kanton Graubünden. *Z. Jagdwiss.* 23: 188–213.
- RICE, C. G., 1988: Thare (Gattung *Hemitragus*). In: Grzimek (Ed.): *Grzimeks Enzyklopädie Säugetiere* Bd. 5, Kindler Verlag, München: 542–544.
- RIECHERT, V., 1991: Raumnutzung des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit, Universität Salzburg, 115 S.
- RIECK, W., 1955: Die Setzzeit bei Reh-, Rot- und Damwild in Mitteleuropa. *Z. Jagdwiss.* 1: 69.
- ROBIN, K., 1975: Räumliche Verschiebung von markierten Rehen (*Capreolus capreolus*) in einem voralpinen Gebiet der Ostschweiz. Arbeitsgruppe für Ethologie und Wildforschung der Universität Zürich, 1. Abhandlungen.
- RÜEDI, D., et al., 1985: Erfahrungen beim Einfangen von Steinwild (*Capra ibex ibex*). *Tag. Ber. Int. Symp. Erkrankungen v. Zoo- und Wildtieren* 27: 281–284.
- RUSTERHOLZ, M., 1980: Ernährungsbiologie des Wildes Teil 2: Reh, Rothirsch, Gemse und Steinbock. *Wildtiere* 2/1980, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- SANDERSON, G. C., 1966: The Study of Mammal Movements – A Review. *J. Wildl. Manage.* 30 (1): 215–235.

- SCHALLER, J., 1985: Anwendung geographischer Informationssysteme an Beispielen landschaftsökologischer Forschung und Lehre. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Bremen 1983) Bd. 13: 443–464.
- SCHENKER, A., 1982: Aussetzten von Wildtieren – Zur Problematik von Einbürgerungen und Wiedereinbürgerungen. *Wildtiere 2/1982*, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- SCHLOETH, R., 1966: Verwandtschaftliche Beziehungen und Rudelbildung beim Rothirsch (*Cervus elaphus* L. 1758). *Rev. Suisse Zool.* 73: 95–97.
- SCHRÖDER, W., 1977: Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich des Nationalparks Berchtesgaden. Institut für Forstpolitik und forstliche Betriebswirtschaftslehre, Abt. für Wildforschung und Jagdkunde, 67 S.
- SCHRÖDER, W., 1982: Zur jagdlichen Planung in Steinbockpopulationen. Tagungsbericht der Hegegemeinschaft Röthelstein-Hochlantsch, Breitenau: 37–50.
- SCHRÖDER, W. & FISCHER, M., 1984: Methoden der Dichteschätzung bei Rehen – Rehwild-Biologie, Hege. Bericht der Arbeitstagung 1984 im Nationalpark Bayerischer Wald.
- SCHRÖDER, W. & KOFLE, H., 1984: Coexistence and Competitive Exclusion between Ibex (*Capra ibex* L. 1758) and Chamois (*Rupicapra rupicapra* L. 1758). *Acta Zool. Fennica* 172: 87–88.
- SCHWERDTFEGER, F., 1978: Lehrbuch der Tierökologie. Verlag Paul Parey, Berlin-Hamburg: 218–220.
- SINIFF, D. B. & TESTER, J. R., 1965: Computer Analysis of Animal Movement Data Obtained by Telemetry. *Bioscience* 15: 104–108.
- SPANDAU, L., 1988: Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 16, 88 S.
- SPANDAU, L. & SIUDA, C., 1985: MAB-Projekt 6: Ökosystemforschung Berchtesgaden – Das geographische Informationssystem (GIS) im MAB-Projekt 6. Techn. Universität München, Weihenstephan, 117 S.
- STEINBORN, W., 1973: Beobachtungen zum Verhalten des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* L. 1758). *Säugetierkd. Mitt.* 21: 37–65.
- STRANDGAARD, H.-H., 1971: Probleme im Zusammenhang mit der Berechnung der Größe eines Rehwildbestandes. Tagungsbericht dt. Akad. Landwirtsch.-Wiss. Berlin 113: 237–244.
- STROKA, I., 1987: Untersuchungen zur Raum/Zeitnutzung an Rothirschen (*Cervus elaphus* L. 1758) im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit, Universität Hannover, 94 S.
- STUBBE, C., 1989: Rehwild *Capreolus capreolus* (L.). In: Stubbe (Ed.): *Buch der Hege* Bd. 1, Verl. H. Deutsch, Thun-Frankfurt/Main: 140–169.
- STÜWE, M. & GRODINSKI, C., 1986: Die Wiedereinbürgerung des Steinbockes – ein ungewollter genetischer Großversuch. *Wildtiere 4/1986*, Infodienst Wildbiologie und Ökologie, Zürich.
- STÜWE, M. & GRODINSKI, C., 1987: Reproductive Biology of Captive Alpine Ibex (*Capra ibex ibex* L. 1758). *Zoo Biology* 6: 331–339.
- STÜWE, M. & SCRIBNER, K., 1989: Low Genetic Variability in Reintroduced Alpine Ibex (*Capra ibex ibex* L. 1758) Populations. *J. Mammal.* 70 (2): 370–373.
- TEN HOUTE de LANGE, S. M., 1978: Zur Futterwahl des Alpensteinbockes (*Capra ibex ibex* L. 1758). *Z. Jagdwiss.* 24 (3): 113–138.
- THOR, G., 1988: Homeranges und Habitatnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L. 1758) im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Ludwig-Maximilian-Universität München, 118 S.
- TIN USERS GUIDE, 1987: ARC/INFO Surface Modeling and Display. Environmental System Research Institute (ESRI), Redlands, California.
- TRATZ, E., 1960: Belege für das einstige Verbreitungsgebiet des Steinwildes (*Capra ibex* L. 1758) in Salzburg. *Jub. Jahrb. des Österr. Arbeitskreises f. Wildtierforschung*, 49 S.
- TSCHUDI, F., 1865: Das Thierleben der Alpenwelt. Verlagsbuchhandlung J. Weber, Leipzig: 522–535.
- UNSWORTH, J. W. et al., 1989: Female Black Bear Habitat Use in West-Central Idaho. *J. Wildl. Manage.* 53 (3): 668–673.
- VOIGT, D. R. & TINLINE, R. R., 1980: Strategies for Analyzing Radio Tracking Data. In: Amlaner & Macdonald (Eds.): *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking*, Pergamon Press, Oxford: 387–404.
- VOSER, P., 1987: Einflüsse hoher Rotwildbestände auf die Vegetation im Unterengadin und im Münstertal, Kanton Graubünden. Kommission der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft zur wissenschaftlichen Erforschung des Nationalparks, Nationalpark-Museum Chur, Bd. 16 (82): 220 S.
- WAGENKNECHT, E., 1984: Altersbestimmung des erlegten Wildes. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 148 S.
- WALTHER, F., 1988: Hornträger. In: Grzimek (Ed.): *Grzimeks Enzyklopädie Säugetiere* Bd. 5, Kindler Verlag, München.
- WHITE, G. C. & GARROTT, R. A., 1986: Effects of Biotelemetry Triangulation Error on Detecting Habitat Selection. *J. Wildl. Manage.* 50 (3): 509–513.
- WHITE, G. C. & GARROTT, R. A., 1990: Analysis of Wildlife Tracking Data. Academic Press, London, 455 S.
- WHITMAN, J. S. et al., 1986: Home Range and Habitat Use by Wolverines in Southcentral Alaska. *J. Wildl. Manage.* 50 (3): 460–463.
- WIERSEMA, G., 1982: Zur Wiedereinbürgerung des Alpensteinbockes. *Jahrb. Verein z. Schutz der Bergwelt e. V.*: 9–15.
- WIERSEMA, G., 1983: Ibex Habitat Analysis Using Landsat Imagery. *Inter. Theriol. Congress (ITC) Journal* 2: 139–147.
- WIERSEMA, G., 1984: Seasonal Use and Quality Assessment of Ibex Habitat. *Acta Zool. Fennica* 172: 89–90.
- WIESNER, H., 1977: Zur Narkosepraxis mit dem Blasrohrgewehr. *Kleintierpraxis* 22: 327–330.
- WINKLE van, W., 1975: Comparison of Several Probabilistic Home Range Models. *J. Wildl. Manage.* 39 (1): 118–123.
- WOTSCHIKOWSKY, U., 1981: Rot- und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalpark Bayerischer Wald 7.
- WOTSCHIKOWSKY, U., 1989: Regulation (3). *Die Pirsch* 41 (24): 68–69.
- ZINGG, R., 1988: Alpensteinbock (*Capra ibex ibex*). In: Grzimek (Ed.): *Grzimeks Enzyklopädie Säugetiere* Bd. 5, Kindler Verlag, München: 516–523.
- ZUMBACH, S., 1986: Körpermaße von Steinwild (*Capra ibex* L. 1758) aus dem Berner Oberland (Schweiz, Abschüsse 1980–1984). *Schrift.*
- ZUMBACH, S., 1987: Hinweis zur Kondition des Steinwildes *Capra ibex ibex* im Berner Oberland (Schweizer Alpen). *Z. Säugetierkd.* 52 (1): 30–38.

# Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden

Walter Berberich & Valeska Riechert

## 1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die verschiedenen Lebensäußerungen von Tieren in ihrer natürlichen Umgebung sind weder wahllos noch gleichmäßig über Raum und Zeit verteilt. Vielmehr zeigen die meisten Tierarten das Bestreben, zu bestimmten Zeiten an bestimmten Plätzen ganz bestimmten Aktivitäten nachzugehen (GEORGI, 1980). HEDIGER (1950) hat dafür den Begriff „Raum-Zeit-System“ geprägt. Dieses in Raum und Zeit differenzierte Verhalten ist eine angepaßte Reaktion auf die tageszeitlich, saisonal und lokal unterschiedliche Verfügbarkeit einzelner Ressourcen, um die evolutiv determinierten Ansprüche unter Berücksichtigung des geringstmöglichen Energieaufwandes erfüllen zu können. Die Folge ist eine von abiotischen und biotischen Faktoren abhängige Lebensraumnutzung und Lebensraumgestaltung – verbunden mit einer von denselben Parametern beeinflussten Aktivitätsrhythmik.

Ziel der vorliegenden Untersuchung, die in den Jahren 1987 bis 1989 durchgeführt wurde, war es, die Raumnutzung des Rotwildes auf der gesamten Fläche des Nationalparks Berchtesgaden zu erfassen und davon die räumlich, jahreszeitlich und geschlechtsspezifisch differenzierten Lebensrauman-

sprüche abzuleiten. Die im Gelände radiotelemetrisch erhobenen Daten zur Lebensraumnutzung des Rotwildes wurden mit den landschaftsbeschreibenden Parametern eines Geographischen Informationssystems (GIS) verknüpft. Dabei wurden auch Daten der von 1983 bis 1986 durchgeführten Waldinventur (RALL, 1990) in die Auswertung einbezogen, insbesondere hinsichtlich einer Habitatbewertung nach den Kriterien der Baumartenmischungsformen, der Waldentwicklungsphasen und der Naturnähe des Waldaufbaus.

Die Ergebnisse sollen u. a. die Berechnung einer aktuellen, ökologisch relevanten Rotwildsdichte, die die tatsächlich vom Rotwild genutzten Räume und die spezifischen Habitatsprüche berücksichtigt, ermöglichen und darüber hinaus ganz allgemein Entscheidungshilfen für die Gesamtkonzeption des Rotwildmanagements im Nationalpark Berchtesgaden liefern.

Eingebunden in die 3-jährige Rotwildstudie des Nationalparks war eine an der Universität Salzburg durchgeführte Diplomarbeit, in der die Fragestellung des Projekts in den beiden Gebieten Hirschbichtal und Eckau für den Zeitraum von Juni 1987 bis Mai 1988 bearbeitet wurde (RIECHERT, 1991).

Einen ganz besonderen Anteil an der Untersuchung hatten die im Nationalpark tätigen Berufsjäger. Sie waren direkt bei der Auswahl der zu markierenden Tiere, beim Fang und der Narkotisierung sowie an der telemetrischen Datenaufnahme im Gelände beteiligt.

## 2 Zur geschichtlichen Entwicklung des Rotwildbestandes

Die geschichtliche Entwicklung des Rotwildbestandes auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks wird von ALTKOFER (1975) und SCHRÖDER (1977) beschrieben:

Das in dem alpinen Gebiet ursprünglich „semi-autochthone“ Rotwild (vgl. GOSSOW, 1987) verbrachte lediglich die Sommermonate im Hochgebirge. Während der Wintermonate wurden die Tallagen aufgesucht. Sommer- und Wintereinstände wurden durch tradierte Herbst- und Frühjahrswanderungen über mehrere Kilometer miteinander verbunden.

Mit Beginn des 12. Jahrhunderts wurde das Berchtesgadener Land von Augustiner Chorherren besiedelt. In der Folgezeit begannen die Rodungen der Wälder in den Talungen. Aus der Fürstpropstlichen Zeit (1102 – 1810) stammen die ersten Aufzeichnungen über Jagd, insbesondere auf Rotwild, Gams und Raubwild. Die Anfänge der Winterfütterung für Rotwild reichen bereits in das 17. Jahrhundert zurück. Die Bestrebungen der Rotwildhege führten zu einer Zunahme des Bestandes und zu einer Unterbindung der alten Wandertraditionen. Der Rotwildbestand erfuhr insbesondere in den letzten beiden Jahrzehnten der Hofjagdzeit (1811 – 1916) seinen Höhepunkt. Im Jahre 1893 wurde ein ca. 20 km langer Wildzaun errichtet, der heute noch erhalten ist und im wesentlichen der nördlichen Grenze des Nationalparks entspricht. Hierdurch wurde das

Auswandern des Rotwildes in die Tallagen, insbesondere auf die Feldfluren weitgehend unterbunden. In der Blütezeit der Hofjagd um das Jahr 1910 wurden 11 Rotwildfütterungen in den Forstämtern Berchtesgaden und Ramsau beschickt, 10 davon im Gebiet des heutigen Nationalparks.

Die Rotwildhege der letzten Jahrzehnte war stark an den jagdlichen Wünschen orientiert. Dies führte zu einer Verschiebung des Geschlechterverhältnisses zugunsten der männlichen Tiere und zu einer Manipulation des Altersklassenaufbaus der männlichen Population zugunsten der alten Hirsche (Trophäenhege). Gleichzeitig wurde der Versuch unternommen, durch eine Verbesserung der Winterfütterung, die vom Rotwild ausgehenden Schäden an der Vegetation möglichst gering zu halten.

Seit Gründung des Nationalparks Berchtesgaden im Jahre 1978 wurde der Rotwildbestand, den Kenntnissen der Wald-Wild-Problematik entsprechend, von über 600 Stück auf heute ca. 200 Stück reduziert. Die frühere Maxime der Trophäenhege wurde durch die Einsicht ersetzt, einen ökologisch vertretbaren Rotwildbestand zu erhalten. Die Zahl der Winterfütterungen in den Tallagen des Nationalparks wurde von 10 auf heute 4 reduziert (davon 2 als Wintergatter).

Das gegenwärtig zu beobachtende Raumnutzungsverhalten des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden über das gesamte Jahr betrachtet, ist von dem ursprünglichen weit entfernt und wurde besonders in den vergangenen 100 bis 150 Jahren anthropogen geprägt. Der heutige Lebensraum des Rotwildes ist ökologisch unvollständig (SCHRÖDER, 1977) und entspricht weitgehend dem ehemaligen Sommereinstandsgebiet. Die Wintereinstände konzentrieren sich in der Nähe der Fütterungen bzw. sind durch Wintergatter ersetzt worden.

### 3 Material

Während des Untersuchungszeitraumes von 1987 bis 1989 wurden für 36 Stück Rotwild 5907 radiotelemetrische Standortsbestimmungen erhoben. In diesem Gesamtdatensatz waren z. T. mehrere Peilungen pro Stunde für ein Tier am gleichen Standort enthalten. Da eine statistische Analyse die Unabhängigkeit der Beobachtungen voneinander fordert (ALLDREDGE & RATTI, 1986), wurde das gesamte Datenmaterial durch Einführung eines „Stundenfensters“ dahingehend bereinigt, daß pro Tier und Stunde nur jeweils eine Beobachtung – insgesamt 4329 Beobachtungsdaten – in der statistischen Analyse berücksichtigt wurde (Tab. 7).

Tab. 7: Anzahl der radiotelemetrischen Beobachtungen pro Stück Rotwild.

Gebiet	Code	Sex	1987	1988	1989	Summe
Königssee	100000	M	86	–	–	86
	150000	M	112	9	56	177
	200000	M	20	–	–	10
	202000	M	–	46	51	97
	250000	M	100	66	1	167
	302000	M	–	–	25	25
	450000	M	58	12	9	79
	500262	M	29	–	12	41
	550000	M	23	–	–	23
	560000	M	–	57	6	63
	320000	F	–	14	–	14
	330000	F	22	22	3	51
	350000	F	125	46	7	178
	400000	F	19	–	–	19
	520000	F	29	22	3	54
	B.-Schapbach	260000	M	36	–	–
553000		M	–	11	26	37
290182		F	39	28	–	67
460000		F	61	36	21	118
510342		F	50	42	15	107
Wimbach	210000	M	54	25	4	83
	430000	F	50	17	–	67
Eckau	190000	M	147	–	–	147
	360000	M	130	–	–	130
Hintersee	180000	M	52	–	–	52
	272000	M	–	64	–	64
	280000	M	–	–	60	60
	310000	M	366	139	70	575
	410000	M	–	146	2	148
	230000	F	185	49	–	234
	270000	F	309	–	–	309
	340000	F	53	–	–	53
	440000	F	49	–	–	49
	442000	F	–	125	60	185
	480000	F	262	55	65	382
	552000	F	171	102	69	342
<b>Gesamt</b>			<b>2631</b>	<b>1133</b>	<b>565</b>	<b>4329</b>

M = männlich F = weiblich

Der Schwerpunkt der Untersuchung wurde auf die beiden Gebiete Hintersee und Königssee gelegt. Das Datenmaterial ist hier mit 57 % bzw. 25 % sehr viel umfangreicher als in den Gebieten Schapbach-Bergwald, Wimbach und Eckau mit zusammen 18 % aller radiotelemetrischen Aufnahmen. Für männliche und weibliche Tiere liegen annähernd gleich viele Peilungen vor (Tab. 8).

Tab. 8: Anzahl der pro Jahr telemetrierten Tiere und Verteilung der Beobachtungspunkte nach Gebiet, Geschlecht und Untersuchungsjahr.

	1987	1988	1989	1987	1988	1989	Gesamt	%
Königssee	Anzahl /Tiere			Anzahl Beobachtungen				
M	7	5	5	447	190	160	797	25,0
F	4	4	1*	170	104	13	287	
B/Schapbach								
M	1	1	1	36	11	26	73	8,4
F	3	3	2	150	106	36	292	
Wimbach								
M	1	1	1*	54	25	4	83	3,5
F	1	1	–	50	17	–	67	
Eckau								
M	2	–	–	277	–	–	277	6,4
F	–	–	–	–	–	–	–	
Hintersee								
M	2	2	2	418	349	132	899	56,7
F	6	5	3	1029	331	194	1554	
<b>Gesamt</b>								
M	13	9	8	1232	575	322	2129	49,2
F	14	13	5	1399	558	243	2200	50,8
M & F	27	22	13	2631	1133	565	4329	100,0

\* nur Sichtbeobachtungen, Sender defekt  
M = männlich F = weiblich

An den Fütterungen Schapbach (950 Meter ü. NN), Bergwald (800 Meter ü. NN) und Wimbach (750 Meter ü. NN) wurden keine adulten männlichen Hirsche besendert. Das Datenmaterial bezieht sich auf Ortsbestimmungen von vier Stück Kahlwild und drei 2- bis 3-jährigen Hirschen, die überwiegend während der fütterungsfreien Zeit telemetriert wurden. Für den gleichen Zeitabschnitt liegen die Beobachtungen der beiden dreijährigen Hirsche der Eckaufütterung (1000 Meter ü. NN)

Tab. 9: Verteilung der telemetrischen Beobachtungen in den Untersuchungsgebieten nach Jahresquartalen.

Gebiet Quartal	K'see	B/Schapb	Wimbach	Eckau	H'see	Gesamt	%
Jan. – März	34	3	2	–	93	132	3,0
Apr. – Juni	96	88	21	14	901	1120	25,9
Juli – Sept.	848	233	96	115	770	2062	47,6
Okt. – Nov.	106	41	31	148	689	1015	23,5
	1084	365	150	277	2453	4329	100,0

Tab. 10: Verteilung der telemetrischen Beobachtungen in den Untersuchungsgebieten nach Tageszeiten.

Gebiet Zeit	K'see	B/Schapb	Wimbach	Eckau	H'see	Gesamt	%
0 – 3 h	1	2	–	1	107	111	2,6
3 – 6 h	37	12	10	11	299	369	8,5
6 – 9 h	201	100	39	23	330	693	16,0
9 – 12 h	258	68	23	70	409	828	19,1
12 – 15 h	288	44	9	89	423	853	19,7
15 – 18 h	212	99	44	63	470	888	20,5
18 – 21 h	85	39	25	17	297	463	10,7
21 – 24 h	2	1	–	3	118	124	2,9
	1084	365	150	277	2453	4329	100,0

Tab. 11: Differenzierung der Peildaten nach Wetter, Peilgenauigkeit, Aktivität.

Wetter		Anzahl der Peilungen	%
1	heiter	1369	31,6
2	leicht bewölkt	665	15,4
3	bewölkt	1552	35,9
4	leichter Regen	400	9,2
5	Regen	241	5,6
6	leichter Schneefall	55	1,3
7	Schneefall	47	1,1
Peilgenauigkeit		Anzahl der Peilungen	%
1	Sichtbeobachtung	233	5,4
2	bis 1 ha	1283	29,6
3	>1 – 4 ha	2280	52,7
4	>4 – 9 ha	444	10,3
5	>9 – 16 ha	89	2,0
Aktivität		Anzahl der Peilungen	%
1	aktiv	2315	53,5
2	passiv	2014	46,5

vor, die im Zuge der Auflösung dieser Fütterung im dem auf die Fangsaison folgenden Winter erlegt wurden.

Da sich das Rotwild während der Wintermonate überwiegend im Bereich der Fütterungen bzw. im Wintergatter aufhält und das Verhalten hinsichtlich der Raumnutzung ganz wesentlich

Tab. 12: Verteilung der digitalisierten Punktbeobachtungen nach zusammengefaßten Landnutzungstypen (RNAG).

Zusammengefaßte Landnutzungstypen	Anzahl der Peilungen	%
<b>1. Vegetation und Standorte oberhalb der alpinen Waldgrenze</b>		
101 Gesteinsschuttfuren	148	3,4
104 Alpine Rasengesellschaften	37	0,9
105 Strauchgesellschaften	54	1,2
<b>2. Gewässer u. gewässerbegleitende Nutzungstypen</b>		
210 Gewässerbegleitende Nutzungstypen	7	0,2
<b>3. Kleinstrukturen</b>		
301 Kleinstrukturen	10	0,2
<b>4. Wald- und Forstgesellschaften</b>		
401 Waldgesellschaften auf Fels	112	2,6
405 Lichter Lärchenwald	43	1,0
407 Lärchenwald	21	0,5
410 Lichter Bergmischwald	51	1,2
420 – 422 (Berg-)Mischwälder	1691	39,0
423 Fichten-Lärchenwald	108	2,5
430 Nadelforst (Fichte)	490	11,3
440 Gehölzsukzession, Kahlschlagflächen	431	10,0
451 Aufforstungen	553	12,8
470 Aufgelichteter Nadelwald	276	6,4
471 Aufgelichteter Laubwald	16	0,4
472 Aufgelichteter Mischwald	173	4,0
<b>5. Land- und almwirtschaftliche Flächen</b>		
501 Almflächen, Hochstauden-, Unkraut-, Lägerfluren	67	1,5
510 Magerrasen, Buckelwiesen, Hutungen	18	0,4
530 Wiesen und Weiden	11	0,3
<b>7. Dienstleistungen</b>		
701 Berghütten mit Umgriff	4	0,1
keine Angaben (Österreich)	8	0,2
	4329	100,0

durch die Fütterung und den Zeitpunkt der täglichen Futtervorlage bestimmt wird, wurde auf eine intensive telemetrische Bearbeitung während dieser Zeit verzichtet. In den Monaten Januar, Februar und März stehen somit lediglich 132 (3 %) Datensätze denen des Hauptuntersuchungszeitraumes von April bis Dezember mit insgesamt 4197 (97 %) Standortsbestimmungen gegenüber (Tab. 9).

Der größte Teil der Datenaufnahme wurde zwischen 3 Uhr und 21 Uhr (MEZ) durchgeführt (Tab. 10). Im Hirschbichtal erlaubten die besonderen Gelände- und für die Bearbeitung optimalen infrastrukturellen Verhältnisse auch nächtliches Arbeiten, ohne die sendermarkierten Tiere in ihrem Raumnutzungsverhalten zu stören oder zu beeinflussen. In diesem Gebiet wurde vom 16. bis 28. Mai 1988 eine 12-tägige Intensivfassung „rund um die Uhr“ mit insgesamt 140 Tag- und 158 Nachtortungen durchgeführt.

Eine detaillierte Darstellung des Datenmaterials hinsichtlich der Wetterverhältnisse während der Datenaufnahmen, der erzielten Peilgenauigkeit sowie das dabei registrierte Aktivitätsverhalten der Tiere zeigt Tabelle 11.

Grundlage für die raumbezogene Auswertung waren die im Geographischen Informationssystem verfügbaren Daten zum „Landschaftstyp“, zur „Meereshöhe“, zur „Hangneigung“ und zur „Hangexposition“. Das radiotelemetrisch untersuchte Rotwild nutzte 45 der insgesamt 85 im GIS des Nationalparks ab-

Tab. 13: Verteilung der digitalisierten Punktbeobachtungen nach der Meereshöhe (in 100-Meter-Stufen).

Meereshöhe	Anzahl der Peilungen	%
6 600 – 700 Meter	50	1,2
7 >700 – 800 Meter	117	2,7
8 >800 – 900 Meter	963	22,2
9 >900 – 1000 Meter	848	19,6
10 >1000 – 1100 Meter	391	9,0
11 >1100 – 1200 Meter	414	9,6
12 >1200 – 1300 Meter	387	8,9
13 >1300 – 1400 Meter	340	7,9
14 >1400 – 1500 Meter	331	7,6
15 >1500 – 1600 Meter	252	5,8
16 >1600 – 1700 Meter	143	3,3
17 >1700 – 1800 Meter	49	1,1
18 >1800 – 1900 Meter	23	0,5
19 >1900 – 2000 Meter	11	0,3
20 >2000 – 2100 Meter	2	0,05
keine Angaben (Österreich)	8	0,2
	4329	100,0

Tab. 14: Verteilung der digitalisierten Punktbeobachtungen nach Hangneigungsstufen.

Hangneigung	Anzahl der Peilungen	%
1 0 – 9 Grad	316	7,3
2 10 – 19 Grad	686	15,8
3 20 – 29 Grad	1338	30,9
4 30 – 39 Grad	1859	42,9
5 40 – 49 Grad	117	2,7
6 40 – 59 Grad	3	0,1
7 > 59 Grad	2	0,05
keine Angaben (Österreich)	8	0,2
	4329	100,0

gespeicherten Landschaftstypen. Tabelle 12 faßt diese in 21 Kategorien zusammen. Oberhalb 1900 Meter ü. NN und in sehr steilem Gelände (>49 Grad Hangneigung) wurde Rotwild kaum angetroffen (Tab. 13 und 14). Die Verteilung der radiotelemetrischen Standortbestimmungen des Rotwildes in den unterschiedlichen Hanglagen ist in Tabelle 15 dargestellt.

**Tab. 15: Verteilung der digitalisierten Punktbeobachtungen nach der Hangexposition.**

Hangexposition	Anzahl der Peilungen	%
25 NNO	291	6,7
50 NO	622	14,4
75 ONO	225	5,2
100 Ost	291	6,7
125 OSO	257	5,9
150 SO	475	11,0
175 SSO	87	2,0
200 Süd	106	2,4
225 SSW	12	0,3
250 SW	63	1,5
275 WSW	61	1,4
300 West	119	2,7
325 WNW	224	5,2
350 NW	822	19,0
375 NNW	322	7,4
400 Nord	344	7,9
keine Angaben (Österreich)	8	0,2
	4329	100,0

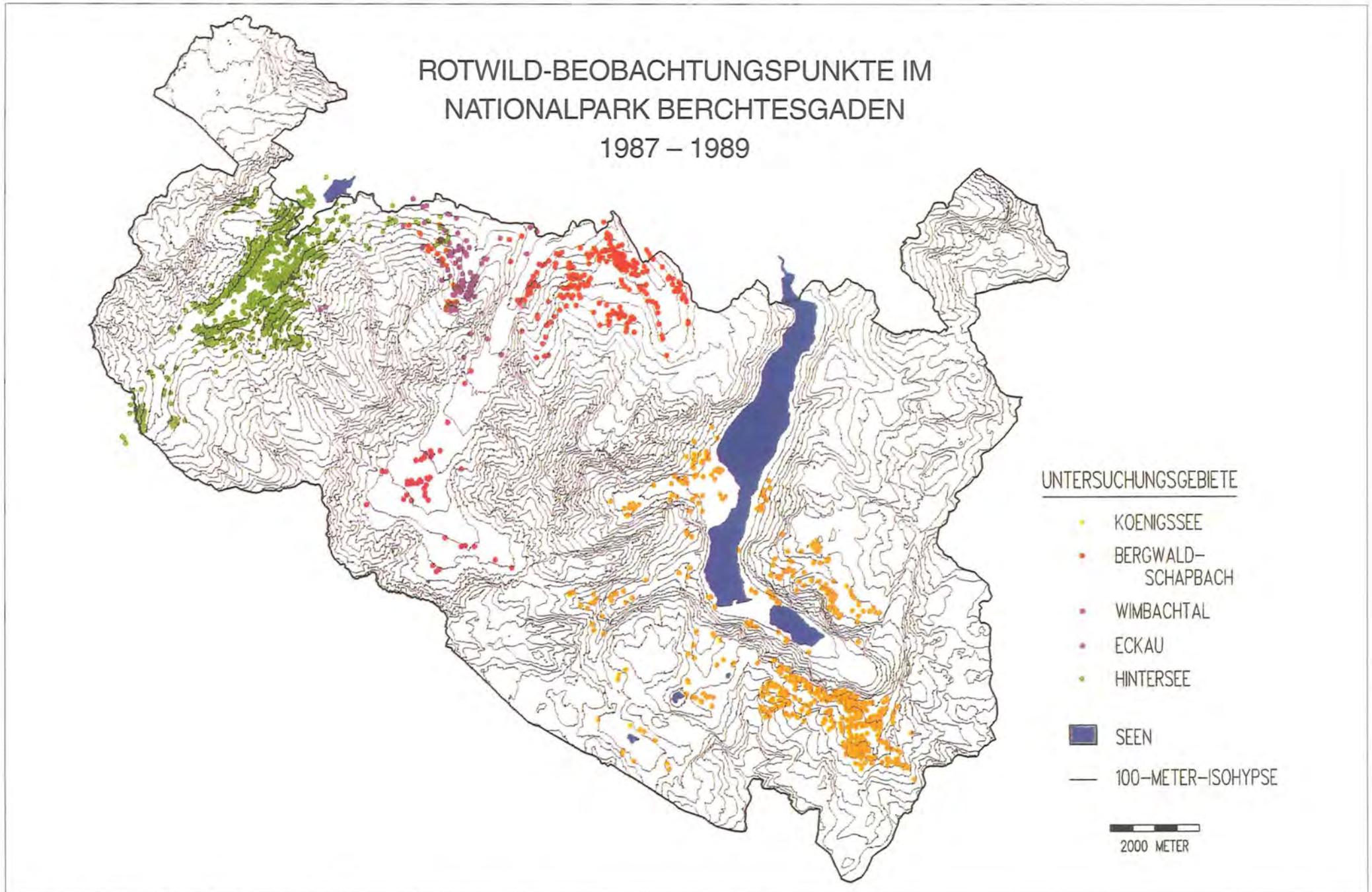


Abb. 7: Räumliche Verteilung der 4329 Rotwild-Beobachtungspunkte in den fünf Untersuchungsgebieten des Nationalparks Berchtesgaden.

# 4 Ergebnisse

## 4.1 Jahreszeitliches Verteilungsmuster in den Höhenstufen

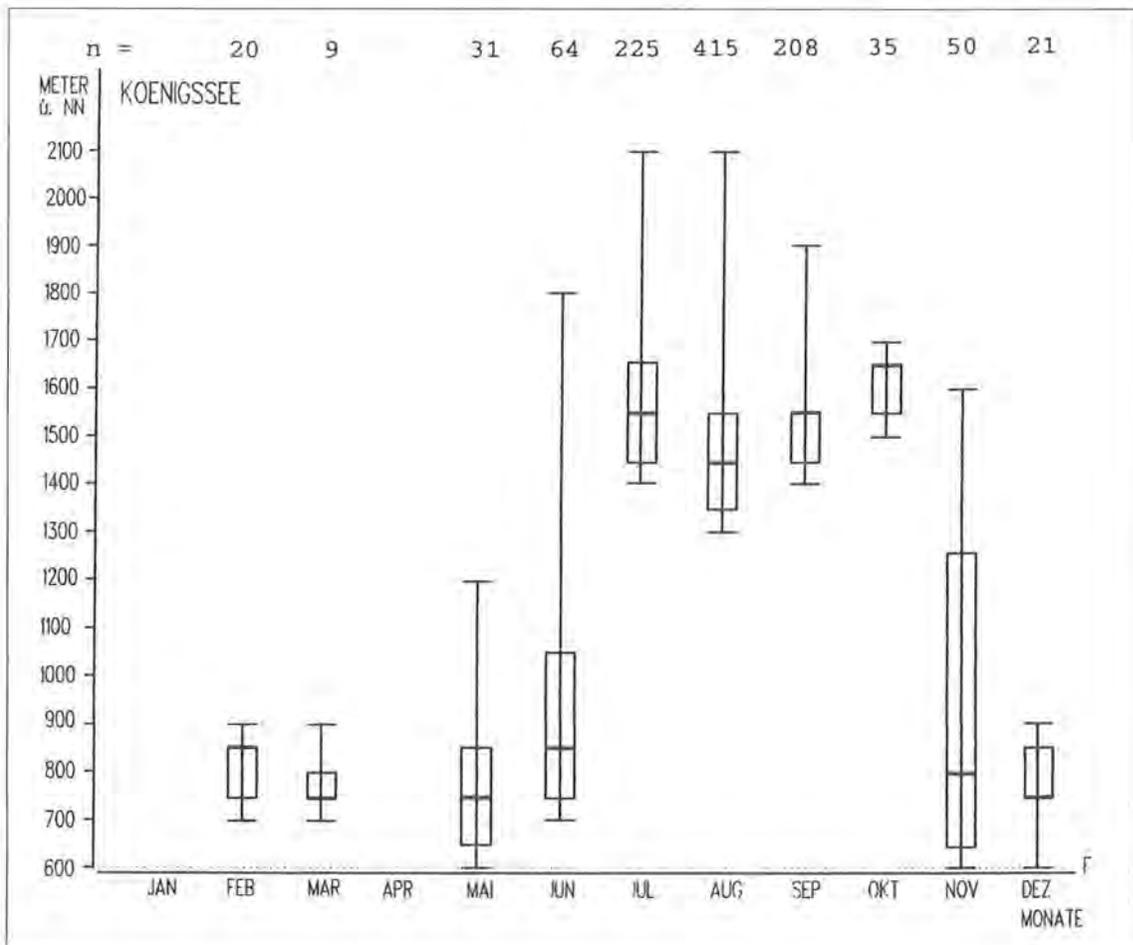
Das heute zu beobachtende jahreszeitliche Raumnutzungsmuster des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden ist durch die im Laufe der Jahrhunderte entstandene Waldverteilung und die jagdgeschichtliche Entwicklung der letzten 100 bis 150 Jahre geprägt. Durch die besondere topographische Struktur des Nationalparks mit seinen drei tief eingeschnittenen Tälern zwischen den Gebirgsstöcken Hagengebirge, Watzmann, Hochkaller und Reiteralpe kommt es zur Bildung von „Teilpopulationen“. Aufzeichnungen aus früheren Ohrmarkierungsaktionen ist zu entnehmen, daß Rotwild nur äußerst selten von einem Tal in ein benachbartes wandert (NPV, unveröff.). Die vorliegende 3-jährige radiotelemetrische Untersuchung an insgesamt 36 Stück Rotwild bestätigt dies (Abb. 7) und zeigt darüber hinaus, daß die Teilpopulationen hinsichtlich ihres jahreszeitlichen Verteilungsmusters entlang des Höhengradienten z. T. erhebliche Unterschiede aufweisen. Diese gebietsspezifischen Unterschiede werden im folgenden dargestellt:

**Königssee:** Das radiotelemetrierte Rotwild im Gebiet Königssee (n = 15 Tiere) zeigt streng getrennte Sommer- und Wintereinstände in unterschiedlichen Höhenlagen, die bis zu 8 km voneinander entfernt sind. Während der Wintermonate steht das Rotwild in der Nähe der drei Fütterungen in einem

Höhenbereich zwischen 600 und 800 Meter ü. NN, im Bereich Eisgraben auch bis 900 Meter ü. NN. Die Sommereinstände liegen zwischen 1200 und 1800 Meter ü. NN, in der Kronal bis 2000 Meter ü. NN. Diese im Bereich der oberen montanen bis subalpinen Stufe liegenden Einstände werden für ca. 4 Monate von Mitte Juni bis Mitte Oktober genutzt (Abb. 8). In dieser Höhenstufe werden die Kälber gesetzt und aufgezogen. Die Hirsche finden hier sowohl ihre Bast- und Feisteinstände als auch ihre Brunftplätze. Der Zeitpunkt des Standortwechsels im Frühjahr ist witterungsabhängig und fällt in den Zeitraum zwischen Ende Mai und Mitte Juni. Je nach Schneelage werden in dieser Zeit unterschiedlich lang Zwischeneinstände, sogenannte „Warteräume“ aufgesucht (Seewände, Eisgraben, Burgstall, Schrainbach, Unterlahner, Fischunkel), die mit zunehmender Ausaperung der höheren Lagen verlassen werden.

Im Gegensatz zu der Situation im Ammergebirge (GEORGII & SCHRÖDER, 1983; vgl. ATZLER, 1984) kehren die Tiere erst nach Ausklingen der Brunft (bis etwa Ende Oktober) aus den Sommereinständen zurück. Wie zügig das Rotwild zu den Fütterungen zieht, hängt vom Zeitpunkt und von der Intensität der ersten Schneefälle ab. Abbildung 9 zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Beobachtungspunkte (n = 1084) in einem 3-dimensionalen Geländemodell des Untersuchungsgebiets Königssee.

**Hintersee:** Unterschiede zu der eben skizzierten Situation im Gebiet Königssee zeigt das saisonale Verteilungsmuster des Rotwildes im Hirschbichtal (n = 12 Tiere) trotz ähnlicher Tendenzen bezüglich der jahreszeitabhängigen Nutzung bestimmter Höhenstufen, in Anpassung an die räumlichen Gegebenheiten dieses Gebietes (Abb. 10). Insbesondere sind



**Abb. 8:** Saisonale Höhenverteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte im Gebiet Königssee (F = Höhenlage der Fütterung) in nichtparametrischer Darstellung (Maximum, obere Quartile, Median, untere Quartile, Minimum).

## KOENIGSSEE

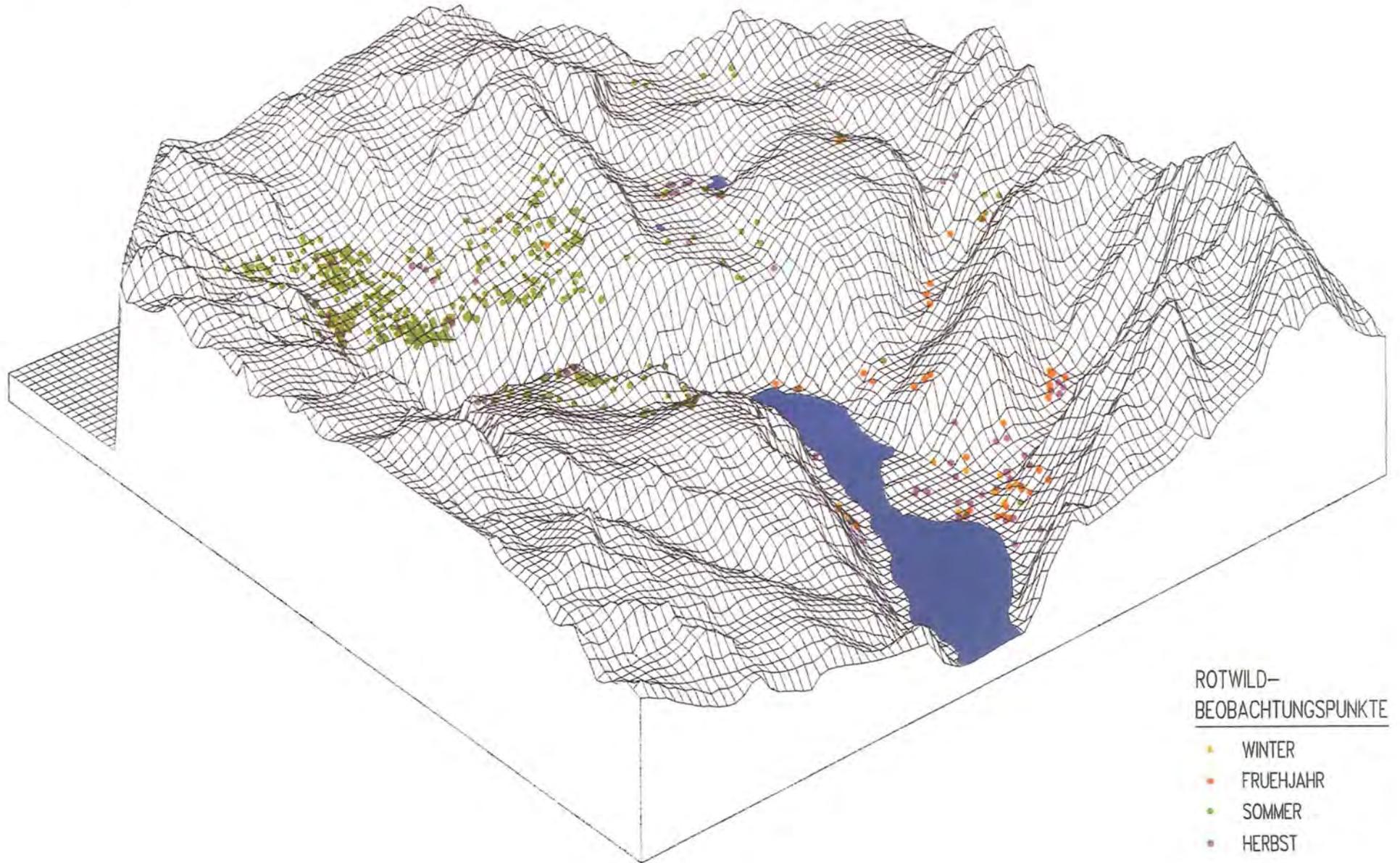


Abb. 9: Saisonale Verteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte für das Gebiet Königssee in einem 3-dimensionalen Geländemodell.

die relativ geringeren Höhenunterschiede zwischen den Sommer- und Wintereinständen hervorzuheben, die wie folgt zu erklären sind:

1. Die Winterfütterung im Hirschbichtal liegt auf ca. 800 Meter ü. NN und damit bereits 200 Meter höher als die Fütterungen am Königssee.
2. Im Gegensatz zu den meist sehr schroffen Seewänden im Gebiet Königssee können die nur mäßig steilen und bewaldeten Bergflanken, insbesondere auf der Südostseite des Hirschbichtals, vom Rotwild fast ganzjährig genutzt werden.
3. Es kommen sowohl Standwild als auch Pendlerhirsche vor. Die Sommereinstände sind nicht bei allen Tieren so scharf von den Wintereinständen getrennt, wie dies im Gebiet Königssee der Fall ist.
4. Die maximalen Sommereinstandshöhen der Pendlerhirsche liegen nicht höher als 1600 Meter ü. NN (z. B. Halskopf, Salzkopf-Ofental, Hirschbichtkopf, Mittereis-Hocheis).

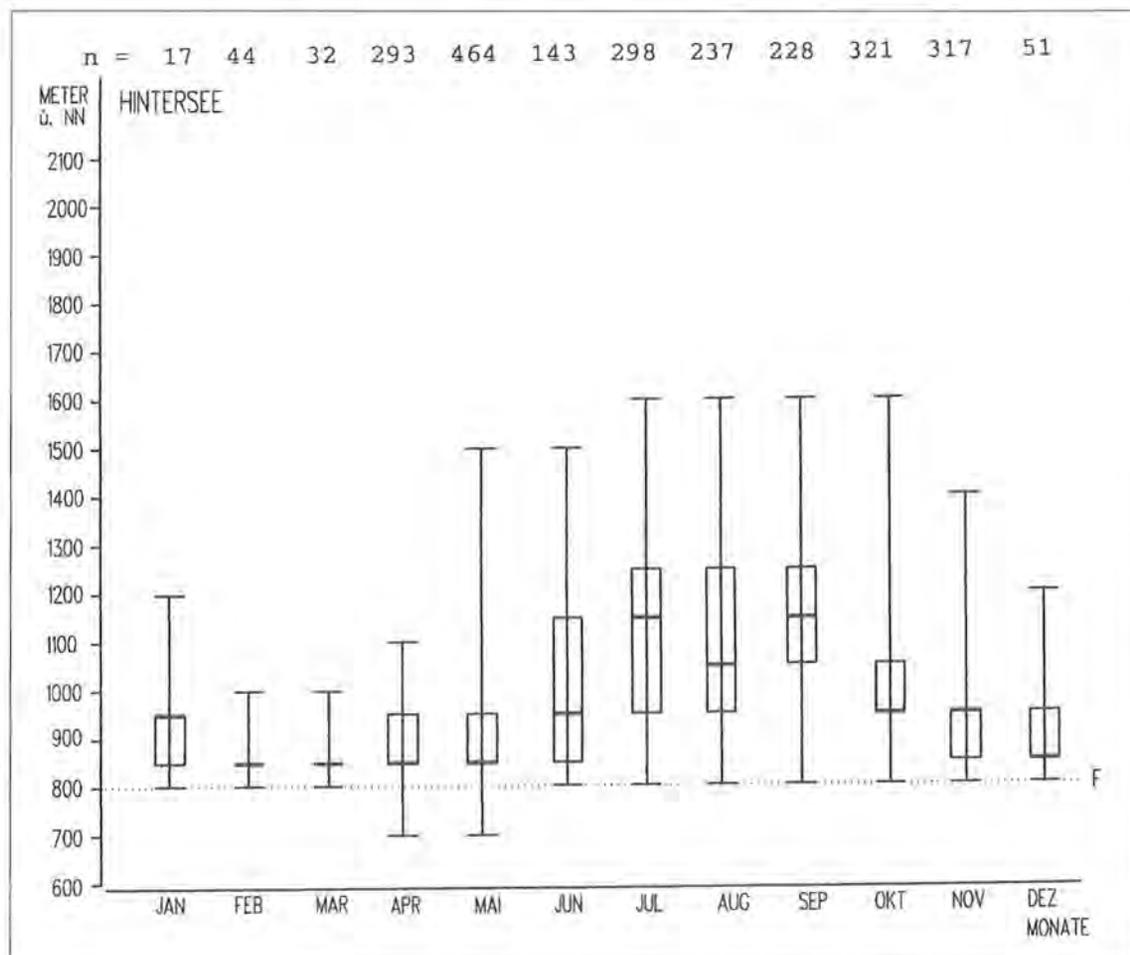
Die saisonalen Standortwechsel finden ebenfalls im Mai-Juni bzw. Ende Oktober-November statt. Die vertikale Wanderbewegung der Hinterseehirsche im Frühjahr und im Herbst ist entsprechend der topographischen Unterschiede gegenüber der der Königsseehirsche fließender. Abbildung 11 zeigt die saisonalen und räumlichen Verschiebungen im 3-dimensionalen Geländemodell des Untersuchungsgebietes Hintersee (n = 2453).

Im Gebiet **Bergwald-Schapbach** bezieht das Rotwild seinen Wintereinstand zwischen den beiden im Gebiet eingerichteten Fütterungen in einer Höhenstufe zwischen 800 und 1100

Meter ü. NN. Im Frühjahr und während der Sommermonate erweitern sich die Kahlwild-Streifgebiete bis in Lagen um 1500 Meter ü. NN. Dabei werden die im Winter genutzten Räume weiterhin frequentiert. In der Zeit von Oktober bis November ist eine der Frühjahrssituation entgegengerichtete Bewegung – eine Verkleinerung der Streifgebiete, verbunden mit einem Rückzug in tiefere Lagen – zu beobachten (Abb.12). Dieses saisonale „Pulsieren der Homeranges“ begrenzt sich auf das 400 bis 500 ha große Gebiet unterhalb des Falzkogel zwischen Schapbachboden und „Graue Wand“ mit den Stuben-, Gruben- und Mitterkaseralm im Zentrum. Der untersuchte Spießler verbrachte die Sommermonate am Nordhang des Steinbergs in einer dem Wintereinstand entsprechenden Höhenstufe zwischen 900 und 1100 Meter ü. NN.

Die beiden **Eckauhirsche** verließen kurz nach ihrer Markierung im Juni den Wintereinstand in Richtung Mitterkaser-alm. Abgesehen von einer eintägigen Exkursion eines Hirsches über die Hochalmscharte ins Wimbachtal, lagen die Sommereinstände zwischen Schärten- und Hoch-alm in einer Höhenstufe von 1100 bis 1600 Meter ü. NN (Abb. 13). Das Wintereinstandsgebiet war teilweise in die Sommereinstände integriert – eine in dieser Hinsicht mit dem Verteilungsmuster des Kahlwildes von Bergwald-Schapbach vergleichbare Situation. In der Auflösung der Fütterung im Winter 1987/88 und der damit verbundenen intensiven Bejagung des Rotwildes muß ein Einfluß auf das Einstandsverhalten der beiden Hirsche während der letzten drei Monate des Jahres gesehen werden. Während die Tiere bereits im Oktober häufiger auch tiefere Lagen aufsuchten, orientierten sie sich im November und Dezember wieder nach oben.

Intermediär zu den bisher beschriebenen saisonalen Verteilungsmustern des Rotwildes stellt sich die nach Jahreszeiten



**Abb. 10:** Saisonale Höhenverteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte im Gebiet Hintersee (F = Höhenlage der Fütterung) in nichtparametrischer Darstellung (Maximum, obere Quartile, Median, untere Quartile, Minimum).

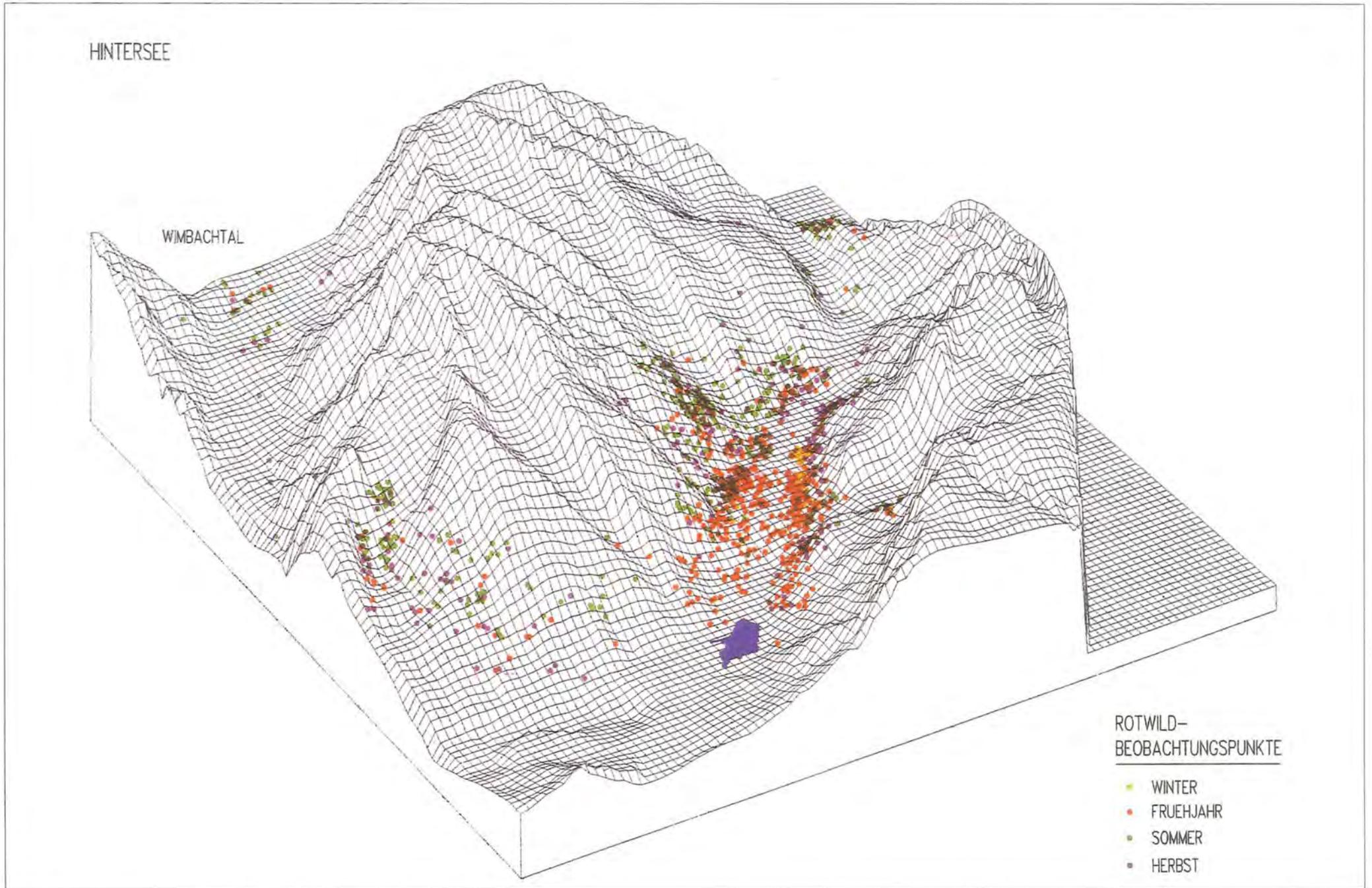
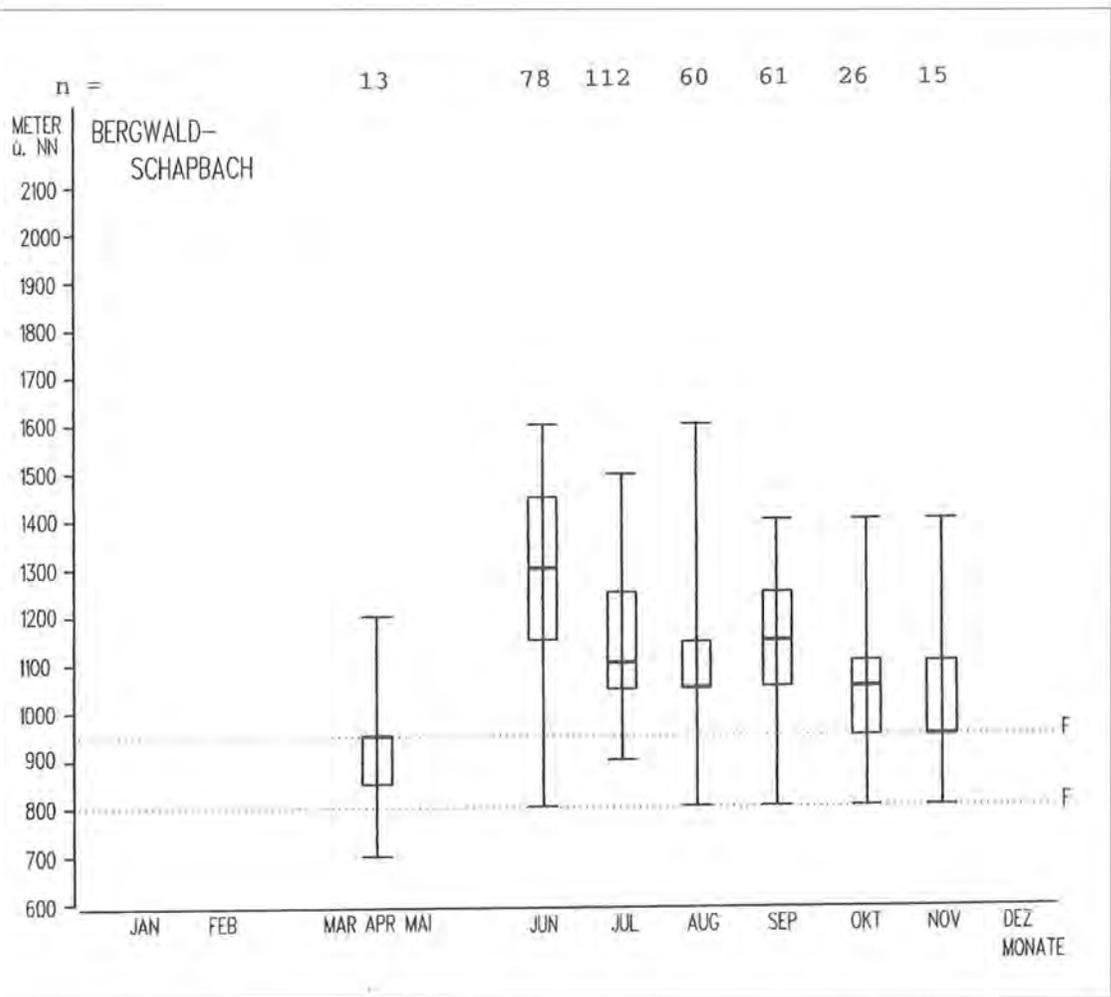
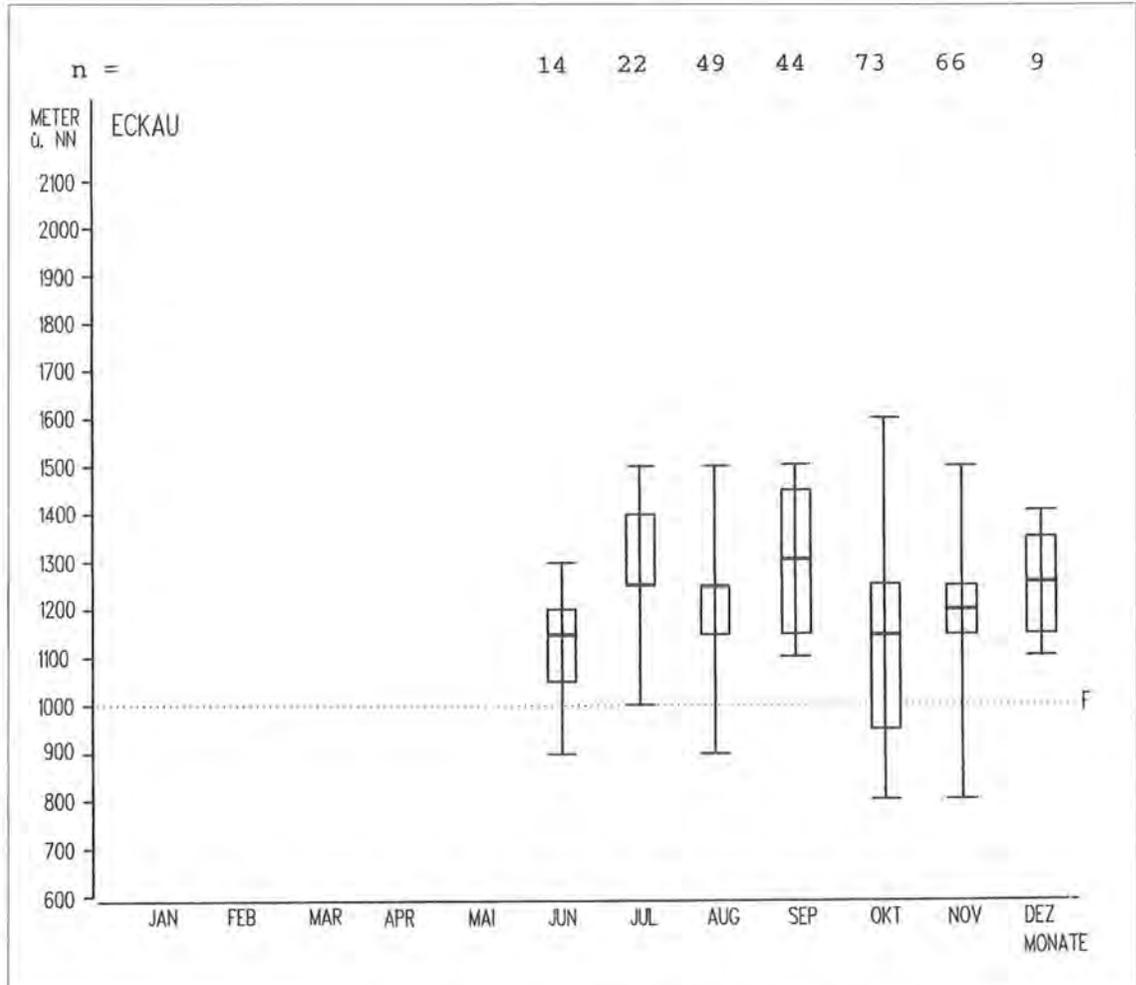


Abb. 11: Saisonale Verteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte für das Gebiet Hintersee in einem 3-dimensionalen Geländemodell.



**Abb. 12:** Saisonale Höhenverteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte im Gebiet Bergwald-Schapbach (F = Höhenlage der Fütterung) in nichtparametrischer Darstellung (Maximum, obere Quartile, Median, unter Quartile, Minimum).



**Abb. 13:** Saisonale Höhenverteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte im Gebiet Eckau (F = Höhenlage der Fütterung) in nichtparametrischer Darstellung (Maximum, obere Quartile, Median, unter Quartile, Minimum).

Tab. 16: Entfernung der Beobachtungen aufeinanderfolgender Jahre und Anzahl der Beobachtungen in den Folgejahren unter 500 Meter Entfernung zu mindestens einem Punkt des Vorjahres als Maß der Standortstreuung des Rotwildes.

Tier-Code	Sex	Alter	Beobach-	Beobach-	Entfernung der			Beobachtungen des		Beobachtungen des		
			tungen im	tungen im	Beobachtungen			2./3. Jahres unter		1. Jahres unter		
			1. Jahr	2./3. Jahr	(in Meter)			500 Meter Distanz zu		500 Meter Distanz zu		
			n	n	Min.	Mean	Max.	absolut	%	Min.	Mean	Max.
150000	M	3	89	59	15	729	4224	54	91,5	5	44	65
202000	M	5	39	45	0	1134	4384	40	88,9	1	8	17
250000	M	2	75	57	5	943	4794	55	96,5	5	19	41
450000	M	10	42	15	71	809	2640	15	100,0	3	12	22
350000	F	>3	103	49	18	748	5545	48	98,0	8	35	78
460000	F	2	38	24	16	733	2653	21	87,5	1	20	31
510342	F	1	42	29	21	539	1801	29	100,0	6	23	31
310000	M	9	100	55	6	1908	5670	53	96,4	1	16	29
442000	F	>3	25	27	0	631	2025	27	100,0	1	12	17
480000	F	>3	114	41	36	1223	2707	41	100,0	7	23	29
552000	F	>3	83	47	17	500	1971	47	100,0	1	51	66

differenzierte Höhenverteilung des Rotwildes im **Wimbachtal** dar. Insbesondere hinsichtlich der Entfernungen zwischen Winter- und Sommereinstand zeigten die beiden hier markierten Tiere die möglichen, individuellen Spannweiten auf. Der Spießler zog nach Öffnung des Wintergatters im Mai in den Bereich zwischen Schütt-Alm und „Graue Wand“. Nur 500 bis 1500 Meter von der Fütterung entfernt lag sein Sommereinstand zwischen 1000 und 1400 Meter ü. NN. Das Schmal-tier wanderte im Frühjahr in das hintere Wimbachtal, wo es seinen Sommereinstand 6 bis 8 Kilometer von der Fütterung entfernt im Bereich der Legföhren zwischen 1200 und 1500 Meter ü. NN bezog.

In Abbildung 13 sind die Standortbestimmungen der an den Fütterungen Bergwald-Schapbach, Wimbach und Eckau besenderten 9 Tiere (n = 792) quartalsweise in einem 3-dimensionalen Geländemodell dargestellt.

#### 4.2 Standortstreuung

In aufeinanderfolgenden Jahren zeigen sowohl die Pendlerhirsche wie das Standwild eine ausgesprochene Standortstreuung gegenüber ihren traditionellen Sommereinständen. Für 11 Stück Rotwild liegen ausreichend Daten aus zwei bzw. drei Sommerquartalen (Juli bis September) vor (Tab. 16). 87 bis 100 % der Beobachtungen eines Tieres (Median = 98 %) im Folgejahr liegen nicht weiter als 500 Meter von mindestens einem Beobachtungspunkt des Vorjahres entfernt, wobei – je nach Tier – im Durchschnitt 16 bis 61 % der Vorjahresbeobachtungen innerhalb eines 500 Meter-Radius' jeder Folgejahrbeobachtung liegt. Alters- oder geschlechtsspezifische Unterschiede in der Standortstreuung können nicht festgestellt werden.

#### 4.3 Größe der Sommerhomeranges

Die nach der Isoplethen-Methode ermittelten Homerangegrößen für 30 Stück Rotwild im Nationalpark Berchtesgaden sind in Tabelle 17 dargestellt. Die durchschnittliche Flächen-größe der im Sommer bis Herbst genutzten Streifgebiete beträgt  $187,2 \pm 70$  ha. Es liegen keine geschlechts- oder altersabhängig signifikanten Unterschiede vor (Man-Whitney U-Test). Ebenso zeigen die Homeranges in den verschiedenen Teilgebieten des Nationalparks keine signifikanten Größen-

Tab. 17: Größe der Homeranges von 30 Stück Rotwild.

Gebiet	Tier-Code	Sex	Alter	n	Homerange (ha)
Königssee	100000	M	4	73	190,2
	150000		3	149	178,1
	202000		5	81	210,0
	250000		2	146	223,8
	302000		9	24	169,8
	450000		10	55	162,8
	500262		6	55	111,9
	550000		2	17	79,1
	560000		4	55	202,3
	320000	F	>3	14	66,2
	330000		2	47	180,7
	350000		>3	151	173,6
	520000		2	45	142,0
Bergwald/Schapbach	553000	M	2	37	212,8
	290182	F	1	67	260,7
	460000		2	118	173,7
	510342		1	107	191,9
Wimbach	210000	M	2	83	147,4
	430000	F	1	66	223,5
Eckau	190000	M	3	139	221,4
	360000		3	130	170,8
Hintersee	272000	M	3	57	169,9
	280000		2	60	159,8
	310000		9	510	467,3
	410000		8	131	178,0
	230000	F	>3	173	172,4
	270000		>3	274	108,3
	442000		>3	152	194,8
	480000		>3	318	277,6
	552000		>3	280	195,0
Mittelwert ± Standardabweichung		M			191,5 ± 80
		F			181,6 ± 56
		M & F			187,2 ± 70

M = männlich F = weiblich n = Anzahl der Peilungen

unterschiede – auch nicht bei einer alters- oder geschlechtsspezifisch differenzierten Auswertung (Man-Whitney U-Test).

Eine Verteilung der Homerangegrößen in Abhängigkeit von der Beobachtungshäufigkeit ist in Abbildung 15 dargestellt. Bereits 40 bis 80 zufallsverteilte Standortbestimmungen dokumentieren gut die Größe eines individuellen Lebensraumes. Homeranges, deren Berechnung auf einer umfangreicheren

BERGWALD-SCHAPBACH,  
WIMBACH, ECKAU

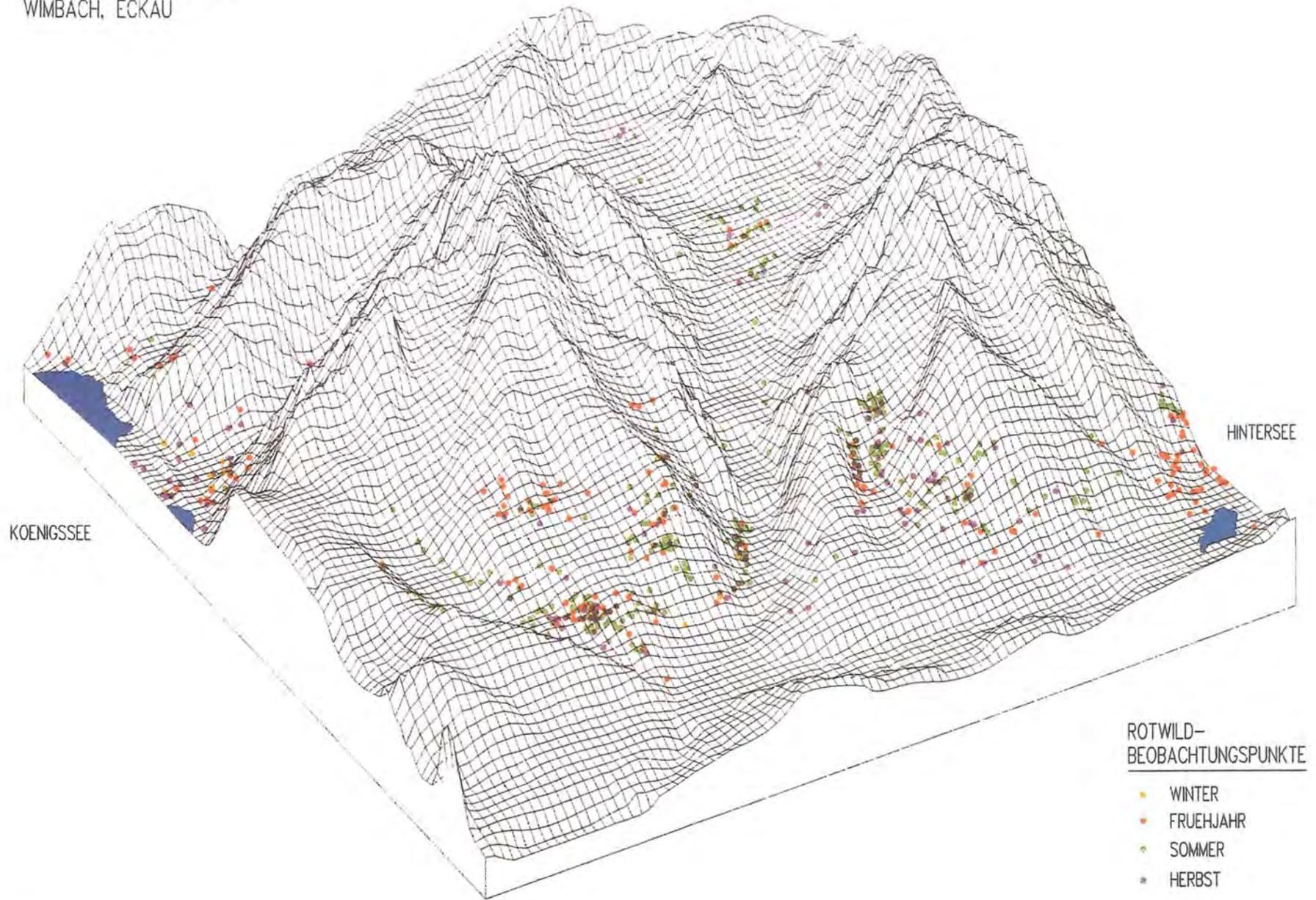
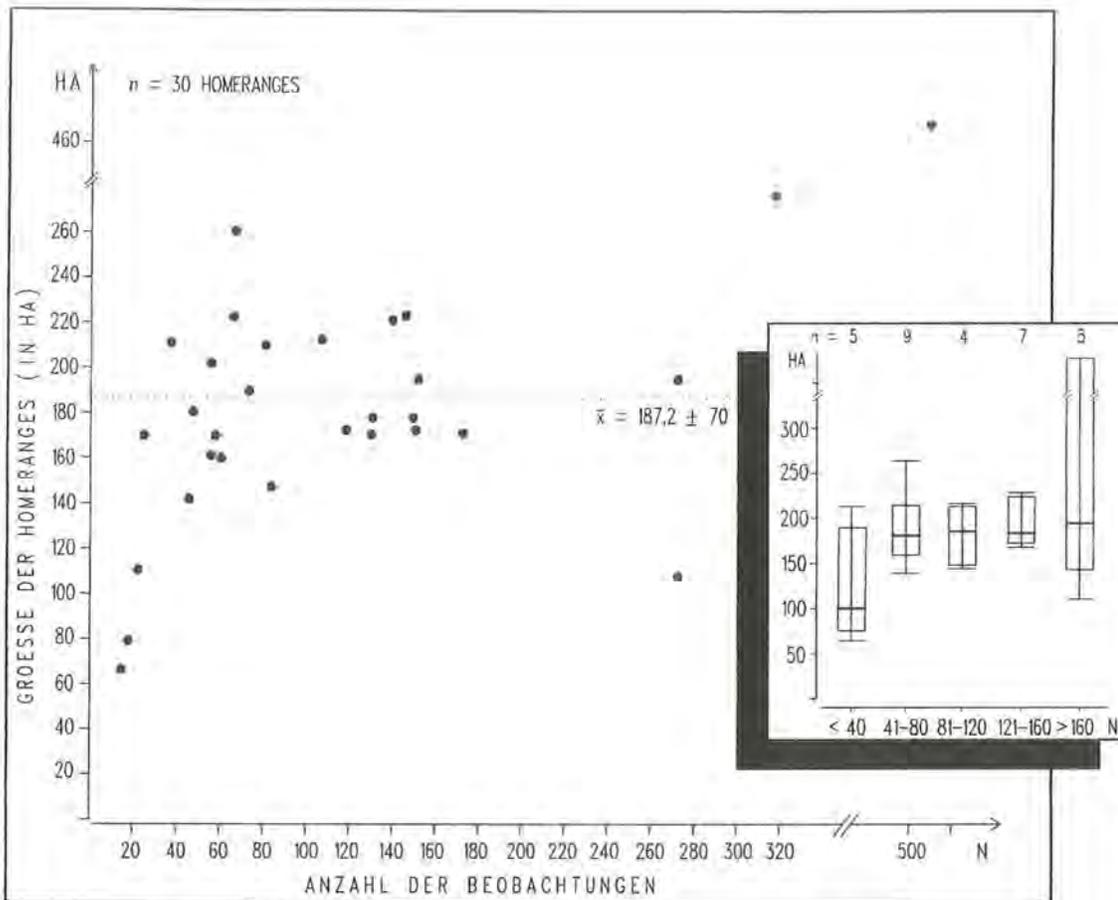


Abb. 14: Saisonale Verteilung der Rotwild-Beobachtungspunkte für die Gebiete Bergwald-Schapbach, Wimbach und Eckau in einem 3-dimensionalen Geländemodell.



**Abb. 15:** Abhängigkeit der Home-rangegröße von der Beobachtungshäufigkeit (n = 30 Homeranges).

Datenmenge beruhen, sind nicht signifikant größer (U-Test). Kleinere Datensätze müssen allerdings äußerst kritisch betrachtet werden. Dies veranschaulicht die große Spannweite der fünf ermittelten Home-rangegrößen mit Datensätzen unter 40 Beobachtungen (66,2 bis 213,8 ha), die zudem gegenüber Homeranges, deren Berechnung auf größeren Datensätzen beruhen, signifikant kleinere Flächen ausweisen (Mann-Whitney U-Test,  $p = 0,05$ ).

#### 4.4 Dynamik der Raumnutzung

Die nach Nutzungsintensitäten differenzierten Homeranges spiegeln eine in Abhängigkeit von der gewählten Intervallbreite quasi-kontinuierliche Verteilung der Raumnutzungsintensität innerhalb eines Homeranges wieder. Dadurch wird die Dynamik der Raumnutzung transparent. Beispielhaft veranschaulicht Abbildung 16 die Nutzungsdynamik des weiblichen Tieres Nr. 350000 innerhalb seines Homeranges im Untersuchungsgebiet Königssee.

Das Rotwild nutzt seine Homeranges nicht gleichmäßig. Intensiv genutzte Flächen – meist gibt es mehrere Nutzungszentren – heben sich deutlich von der Gesamtfläche des Homeranges ab. Es besteht ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen der relativen Größe einer Fläche und der Intensität, mit der diese genutzt wird. Diese Beziehung gilt für alle untersuchten Tiere mit einer nur geringen mittleren Abweichung der Werte innerhalb einer Nutzungsklasse (Tab. 18 und Abb. 17).

Ebenso wie die Größen der Flächen mit zunehmender Nutzungsintensität kleiner werden, nehmen die relativen Beobachtungshäufigkeiten ab, allerdings in geringerem Maße. Für

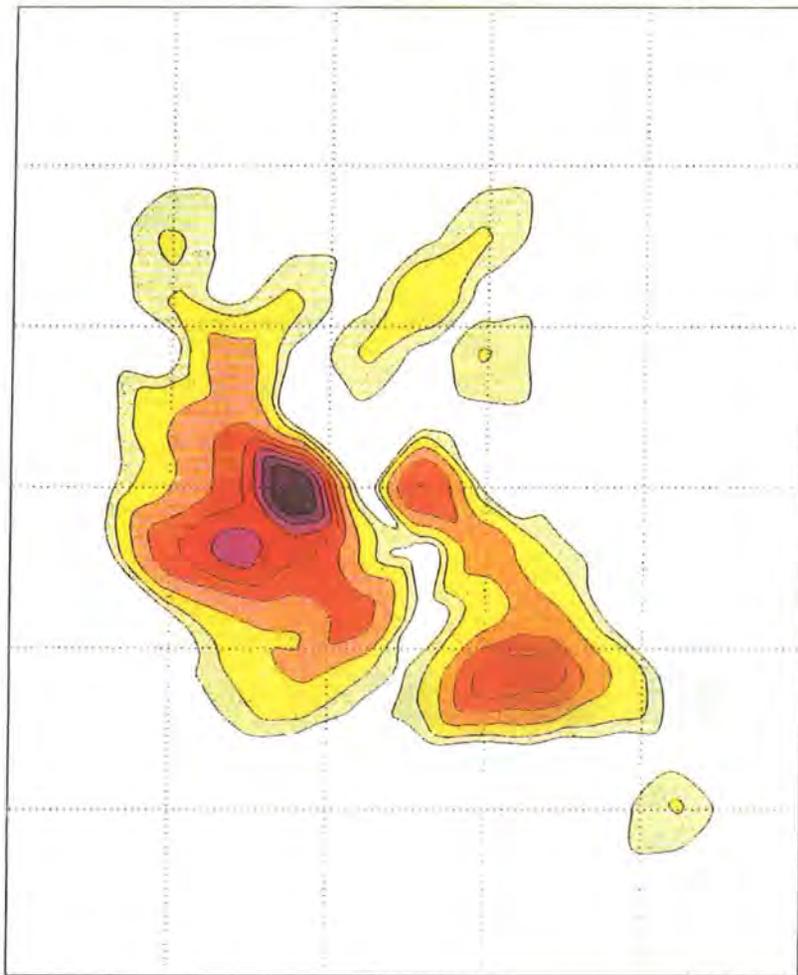
die Nutzungsklassen > 2 bis 4 % der Beobachtungen pro 4 ha ist der relative Wert der Beobachtungen größer als der relative Flächenanteil. Zwischen den Nutzungsdichten (definiert als Quotient aus relativer Beobachtungshäufigkeit und relativer Flächengröße) der einzelnen Nutzungsklassen besteht eine positive lineare Beziehung.

#### 4.5 Habitatnutzung und Habitatpräferenz

Die Ergebnisse zur Habitatnutzung stützen sich auf statistische Analysen von 25 nutzungsorientiert errechneten Sommer-Herbst-Homeranges mit  $n > 45$  Beobachtungen. Die Anwendung der Bonferroni-z-Statistik zur Prüfung auf Bevorzugung bzw. Meidung einzelner Habitatkategorien setzt für alle untersuchten Tiere eine gleiche Erreichbarkeit dieser Habitatstrukturen voraus (ALLDREDGE & RATTI, 1986). Diese Bedingung ist für das Gesamtgebiet nicht erfüllt, da sich die einzelnen Bereiche des Nationalparks hinsichtlich des qualitativen wie quantitativen Vorkommens der Habitatrequisiten z. T. ganz erheblich unterscheiden. Aus diesem Grund wurde die Auswertung landschaftsspezifisch und darüber hinaus nach Geschlechtern getrennt in acht Untergruppen gegliedert:

1. Königssee (Röth-Halsköpfl)	6 männl.	1 weibl.	Tier*
2. Königssee (Regen-Gotzen)		2 weibl.	Tiere
3. Bergwald-Schapbach		3 weibl.	Tiere
4. Eckau	2 männl.		Tiere
5. Hintersee	4 männl.		Tiere
6. Hintersee		5 weibl.	Tiere
7. Vorderes Wimbachtal	1 männl.		Tier
8. Hinteres Wimbachtal		1 weibl.	Tier

\* Das weibliche Tier unterscheidet sich in der Habitatnutzung nicht von den 6 männlichen Hirschen, weshalb die 7 Tiere zusammengefaßt ausgewertet wurden.



NUTZUNGSDYNAMISCHES  
HOMERANGE VON TIER  
NR. 350000

(SOMMER 1987 und 1988)

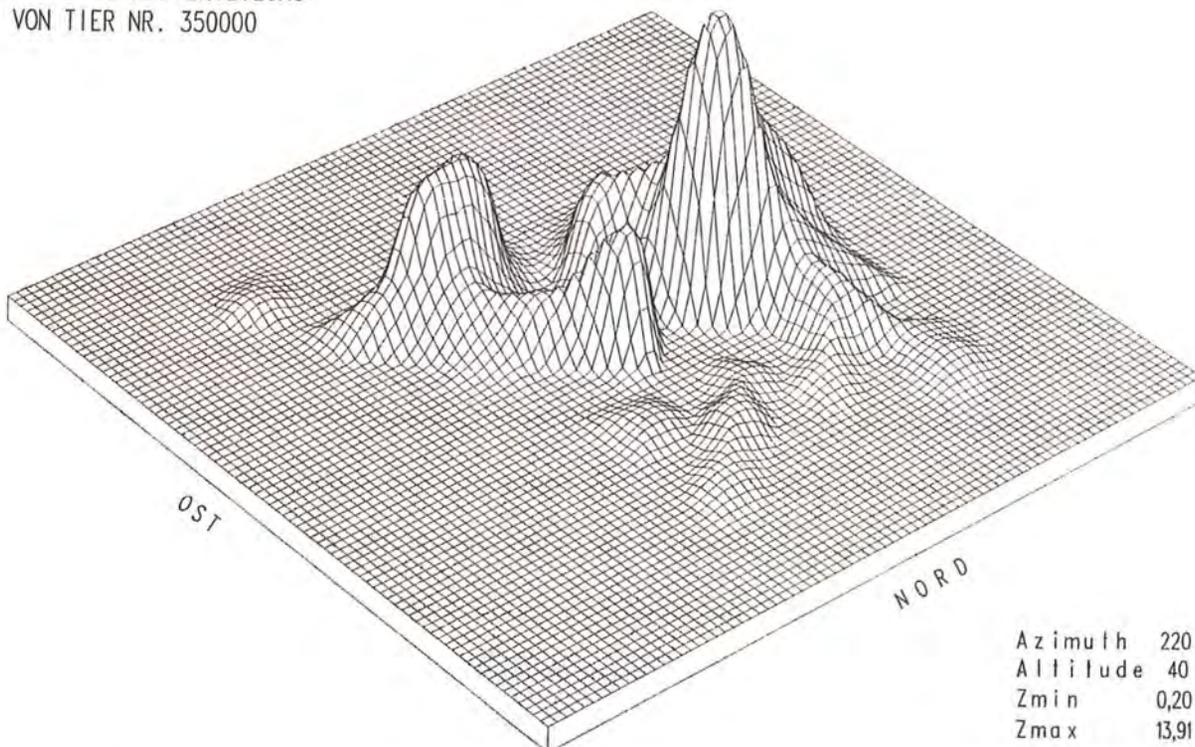
UNTERSUCHUNGSGEBIET  
KOENIGSSEE

HOMERANGEGROESSE 173,6 HA  
N = 151 BEOBACHTUNGEN

NUTZUNGSRANG (%)	FLAECHE (%)
0,2 - 0,7	32,7
0,7 - 2	27,6
2 - 4	19,3
4 - 6	10,8
6 - 8	6,0
8 - 10	1,9
10 - 12	0,8
12 - 14	0,9

500 METER

3-D NUTZUNGSVERTEILUNG  
VON TIER NR. 350000



Azimuth 220  
Altitude 40  
Zmin 0,20  
Zmax 13,91

Abb. 16: Räumliche Verteilung der Nutzungsintensität von Alttier Nr. 350000 flächenbezogen (oben) und als 3-dimensionales Modell (unten).

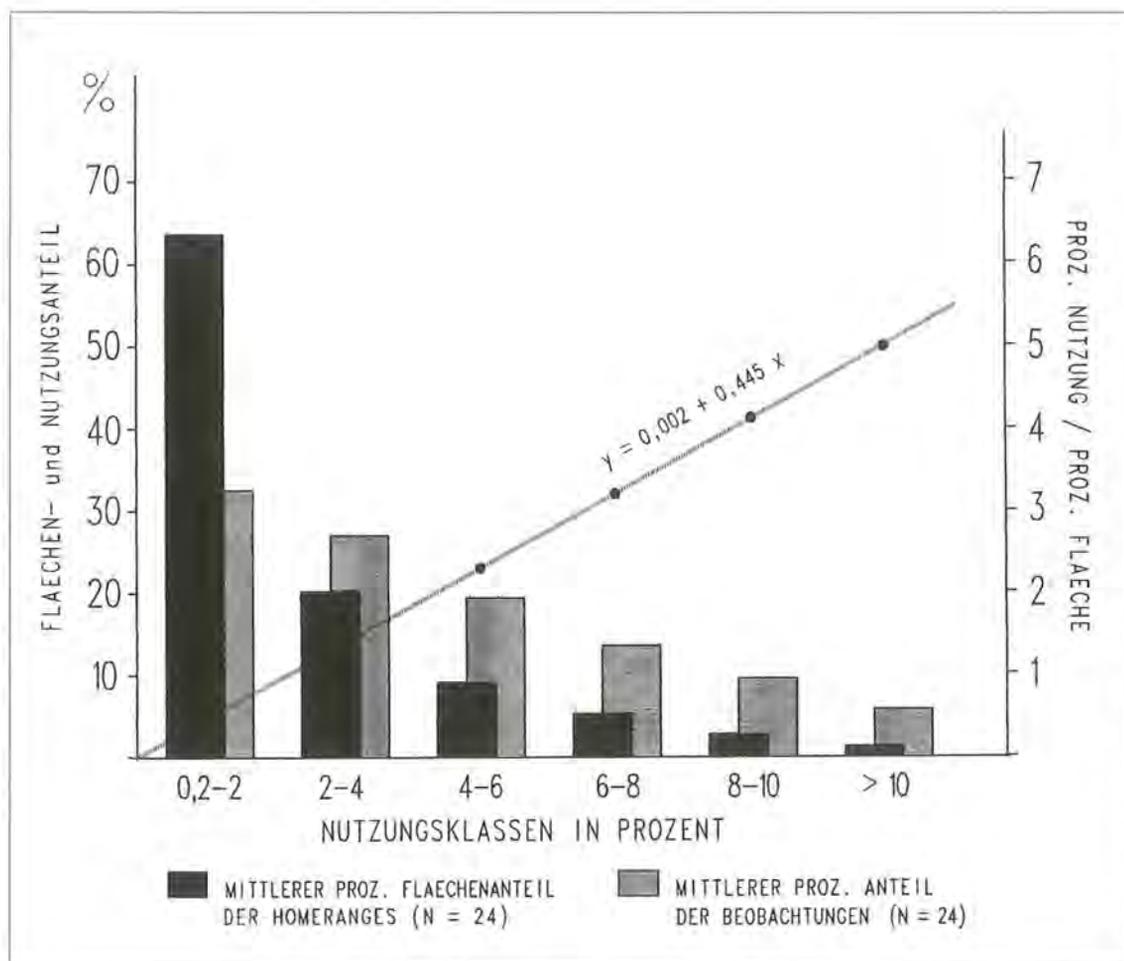


Abb. 17: Zusammenhang zwischen der Größe einer vom Rotwild genutzten Fläche (linke Ordinate) und ihrer Nutzungsintensität. Die Nutzungsdichte  $y$  (rechte Ordinate) in den Nutzungsklassen  $x$  folgt der Regressionsgleichung  $y = 0,02 + 0,445 x$ .

Tab. 18: Zusammenhang zwischen Flächengröße und Nutzungsintensität in 25 Homeranges (n > 44).

Gebiet	Tier-Code	Sex	Alter	n	Fläche (ha)	Fläche (%) bei Nutzungsklasse (%)					
						0,2-2	2-4	4-6	6-8	8-10	> 10
Königssee	100000	M	4	73	190,2	64,5	19,1	9,9	2,7	1,8	0,5
	150000		3	149	178,1	66,8	15,9	5,8	4,2	3,8	1,3
	202000		5	81	210,0	67,4	21,0	5,7	2,4	1,5	0,7
	250000		2	146	223,8	68,4	19,8	6,6	3,7	1,5	-
	450000		10	55	162,8	53,2	23,5	12,8	6,8	2,1	0,8
	560000	4	55	202,3	70,7	15,5	6,5	3,3	1,8	0,7	
	330000	F	2	47	180,7	56,7	25,9	10,3	5,0	1,6	0,5
	350000		>3	151	173,6	60,3	19,3	10,8	6,0	1,9	0,9
	520000		2	45	142,0	58,3	19,0	6,9	4,8	4,2	2,3
Bergwald/ Schapbach	290182	F	1	67	260,7	71,9	21,8	5,6	0,6	-	-
	460000		2	118	173,7	69,0	15,7	5,2	2,2	1,7	1,2
	510342		1	107	191,9	63,5	21,4	6,5	4,6	3,9	-
Wimbach	210000	M	2	83	147,4	60,1	18,1	9,2	3,9	2,7	1,0
	430000	F	1	66	223,5	68,2	19,9	6,6	2,6	1,3	0,7
Eckau	190000	M	3	139	221,4	67,4	21,9	6,9	2,2	0,9	0,4
	360000		3	130	170,8	66,9	13,5	6,5	5,7	3,6	1,0
Hintersee	272000	M	3	57	169,9	53,1	25,6	12,4	5,8	1,7	0,5
	280000		2	60	159,8	68,1	15,3	4,6	3,0	2,4	1,3
	310000		9	510	467,3	88,4	8,8	2,1	0,8	-	-
	410000		8	131	178,0	55,4	25,5	12,5	6,6	-	-
	230000	F	>3	173	172,4	58,2	22,4	10,9	3,5	3,1	0,9
	270000		>3	274	108,3	58,8	15,1	7,2	3,5	2,7	1,8
	442000		>3	152	194,8	69,5	14,9	7,5	3,8	2,0	1,2
	480000		>3	318	277,6	77,9	15,6	4,3	1,1	0,5	0,3
	552000		>3	280	195,0	69,1	17,3	6,6	2,6	1,2	0,8
Mittelwert *				123	187,9	64,3	19,3	7,8	3,8	2,2	0,9
± Standardabweichung				76	36,6	6,5	3,7	2,6	1,6	1,0	0,5

\* ohne Hirsch Nr. 310000 M = männlich F = weiblich n = Anzahl der Beobachtungen

Tab. 19: Nutzungshäufigkeit (%) der zusammengefaßten Landschaftstypen (RNAG) in den Untersuchungsgebieten.

RNAG	Untersuchungsgebiete								$\bar{x}_w$
	K'see 6 M, 1 F	K'see 2 F	B. Schap 3 F	Eckau 2 M	Hintersee 4 M	Hintersee 5 F	Wimbach 1 M	Wimbach 1 F	
n =	710	92	292	269	745	1197	83	66	3454
101*	- 13,9	4,2	0,3	2,4	- 1,7	3,9	3,8	40,2	5,8
104	3,4	0,5	0,7	0,6	1,3	0,8	2,5	0,2	1,4
105	1,6			0,1		2,5		3,8	1,3
401	13,5	0,1			0,4	0,3	0,1		3,0
405	- 0,9			- 0,3		1,6	0,1	15,9	1,1
407	- 3,2			- 0,2	0,1				0,8
410	0,2			0,1	0,7	2,1		31,7	1,5
414					0,1				0,0
415					0,5				0,1
420	- 6,7	6,2	6,6	+ 27,2	5,9	6,1	24,6	3,3	8,3
421			1,0	+ 11,0	7,7	2,3	4,5		3,5
422	+ 50,8	69,9	8,7	- 5,8	25,0	25,4	9,2	2,0	27,9
423		1,1	- 2,2	+ 14,8	- 1,6	- 3,9	3,0		3,1
430			34,2	17,9	6,2	+ 14,5	0,1		10,7
440	0,2	4,1	6,2	3,9	16,1	12,8	11,2	1,1	9,2
451			+ 21,4	9,7	12,9	12,3	16,1		10,0
460					0,4	0,1			0,1
470		6,4	13,8	2,3	9,0	- 4,5	13,0	0,3	5,3
471		0,3					1,9		0,1
472	- 0,4	0,1	1,9	0,1	6,8	+ 5,3	4,5	1,7	3,7
501	5,0	4,2	1,6	3,0	1,6	0,5			2,0
510			0,6	0,2	0,6	0,5	2,4		0,4
530			0,7	0,1	0,4	0,3			0,3

+ positive Selektion - negative Selektion (z-Statistik, p = 0,05) \* Erläuterung siehe Tab. 12 und 20 oder im Anhang 2.

Folgende im Geographischen Informationssystem verfügbaren Parameter wurden hinsichtlich ihrer Nutzung durch das Rotwild bewertet:

- 1) der Landschafts- oder Realnutzungstyp in z. T. zusammengefaßter Form (flächenscharfe Daten),
- 2) die Baumarten-Mischungsformen (Rasterdaten aus der Waldinventur, RALL 1990),
- 3) die Waldentwicklungsphasen (Rasterdaten aus der Waldinventur, RALL 1990),
- 4) die Naturnähe des Waldaufbaus (Rasterdaten aus der Waldinventur, RALL 1990).

#### 4.5.1 Nutzung der unterschiedlichen Landschaftstypen

In Tab. 19 ist die Nutzung der Landschaftstypen in o.g. gebiets- und geschlechtsspezifischer Differenzierung aufgelistet. Die letzte Spalte dieser Tabelle gibt die durchschnittliche Nutzungshäufigkeit für alle erhobenen Rotwildstandorte im Nationalpark wieder. Entsprechend des unterschiedlichen Landschaftsinventars liegen in den einzelnen Gebieten die Nutzungsschwerpunkte in verschiedenen Landschaftstypen (Tab. 20). Dem Bergmischwald in seinen Ausprägungsformen „(Berg-) Mischwald“, „(Berg-) Mischwald überwiegend Nadelholz“, „(Berg-) Mischwald überwiegend Laubholz“ und „lichter Bergmischwald“ kommt in allen untersuchten Gebieten eine bedeutende Rolle zu. Im Bereich Bergwald-Schapbach tritt seine Bedeutung hinter die Waldgesellschaften „Nadelforst (Fichte)“, „Aufforstungen“ und „aufgelichteter Nadelwald“ zurück. Im Wimbachtal werden Vegetationsformen und Standorte oberhalb der alpinen Waldgrenze am häufigsten aufgesucht. Diese Landschaftstypen erfahren auch im Gebiet Königssee nach dem „(Berg-) Mischwald überwiegend Nadelholz“ gemeinsam mit den „Waldgesellschaften auf Fels“ eine hohe Nutzungspriorität.

Tab. 20: Zusammengefaßte Landschaftstypen mit einer Nutzung von mehr als 5 % aller Beobachtungen in den Untersuchungsgebieten.

Gebiet	zusammengefaßte Landschaftstypen	Nutzung
Königssee	104 Alpine Rasen (3,4 %) 501 Almflächen, Lägerfluren ... 470 Aufgelichteter Nadelwald 420 (Berg-) Mischwald	5 – 10 %
	401 Waldgesellschaften auf Fels 101 Gesteinsschuttfuren	> 10 %
	422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelh.	
Bergwald-Schapbach	440 Gehölzsukzession, Kahlschlagfl. 420 (Berg-) Mischwald 422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz	5 – 10 %
	470 Aufgelichteter Nadelwald 451 Aufforstungen 430 Nadelforst (Fichte)	> 10 %
	422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz 451 Aufforstungen	5 – 10 %
Eckau	421 (Berg-) Mischwald überw. Laubholz 423 Fichten-Lärchenwald 430 Nadelforst (Fichte) 420 (Berg-) Mischwald	> 10 %
	422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz 451 Aufforstungen	5 – 10 %
	420 (Berg-) Mischwald	
Hintersee	420 (Berg-) Mischwald 472 Aufgelichteter Mischwald 421 (Berg-) Mischwald überw. Laubholz 470 Aufgelichteter Nadelwald	5 – 10 %
	451 Aufforstungen 430 Nadelforst (Fichte) 440 Gehölzsukzession, Kahlschlagfl. 422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz	> 10 %
	422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz	5 – 10 %
Wimbachtal	440 Gehölzsukzession, Kahlschlagfl. 470 Aufgelichteter Nadelwald 405 Lichter Lärchenwald 451 Aufforstungen 420 (Berg-) Mischwald 410 Lichter Bergmischwald 101 Gesteinsschuttfuren	> 10 %
	422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz	5 – 10 %

\*\* positive Selektion \* negative Selektion (z-Statistik, p = 0,05)

Der Chi<sup>2</sup>-Test weist für die Untersuchungsgebiete Königssee, Bergwald-Schapbach, Eckau und Hintersee die Nullhypothese einer dem Angebot entsprechenden Nutzung aller Landschaftstypen zurück (0,001 < p < 0,01). In den Tabellen 19 und 20 sind die positiv bzw. negativ selektierten Landschaftstypen (Bonferroni-z-Statistik, p = 0,05) markiert. Die Betrachtung der einzelnen Landschaftstypen zeigt, daß die meisten von ihnen entsprechend dem flächenmäßigen Angebot genutzt werden. Nur insgesamt 7 Landschaftstypen werden signifikant bevorzugt, keine jedoch in mehr als einem Gebiet. D. h., während die Königsseehirsche den „(Berg-) Mischwald überwiegend Nadelholz“ bevorzugt nutzen, präferieren die weiblichen Tiere in Bergwald-Schapbach die „Aufforstungen“. Die Eckauhirsche bevorzugen den „(Berg-) Mischwald überwiegend Laubholz“, den „Fichten-Lärchenwald“ und den „(Berg-) Mischwald“. Die Alttiere in Hintersee frequentieren dagegen den „Aufgelichteten Mischwald“ und den „Nadelforst (Fichte)“ überproportional häufig.

Daraus lassen sich für die Gesamtfläche des Nationalparks, angesichts unterschiedlicher landschaftlicher Gegebenheiten in den verschiedenen Gebieten, keine für das Rotwild einheitlich bevorzugten Landschaftstypen ableiten.

#### 4.5.2 Nutzung der Waldgesellschaften nach Baumarten-Mischungsformen

Die in 6 Kategorien eingeteilten Baumartenmischungsformen können wegen z. T. erheblich unterschiedlicher Definitionsgrundlage nur bedingt mit den in der Variable Landschaftstypen (RNTYP) des Geographischen Informationssystems definierten Waldgesellschaften verglichen werden. Am gravierendsten treten Unterschiede beim „Bergmischwald“ auf, der bei der Waldinventur definitionsgemäß erst ab einem Grund-

flächenanteil der Tanne von mindestens 10 % als solcher ausgewiesen wurde.

In Tab. 21 ist die Nutzungshäufigkeit der Baumarten-Mischungsformen durch das Rotwild für die untersuchten Gebiete gesondert – und bezogen auf alle Beobachtungen im Gesamtgebiet dargestellt. Mit 66,7 % werden die Fichtenreinbeständen (bzw. Fichte dominierend) am weitaus häufigsten vom Rotwild als Einstand genutzt. Es folgen „Lärche rein bzw. dominierend“ und „Laubholz dominierend“ mit 10,9 und 9,4 %. In den Gebieten Königssee, Eckau, Hintersee (♂♂) und vorderes Wimbachtal wird die Baumarten-Mischungsform „Laubholz dominierend“ signifikant bevorzugt. Im oberen Wimbachtal überwiegen, den standörtlichen Gegebenheiten entsprechend, die Spirkenwälder als Rotwildeinstand. Die Baumarten-Mischungsform „Spirke rein bzw. dominierend“ wird hier mit 63,2 % auch am häufigsten genutzt und selektiv bevorzugt (z-Statistik, p = 0,05).

#### 4.5.3 Nutzung der Waldgesellschaften nach Waldentwicklungsphasen

„Der Lebenszyklus des Waldes von der Ansamung der Bäume über Wachstum, Reife, Verjüngung und Tod läßt sich anhand charakteristischer Strukturmerkmale in einzelne Lebens- und Entwicklungsphasen unterteilen... Jede dieser Entwicklungsphasen weist typische Eigenschaften bei der Stammzahl, Grundfläche, im Vorratsaufbau, Zuwachs, bei der Schichtung, Vitalität und Mortalität, in der Altersstruktur, Bestandsstabilität und bei der Verjüngung auf“ (RALL, 1990; S. 42). Diese Eigenschaften wurden in Form numerisch abgrenzbarer Eingangsparameter in einem Programmablaufplan zur Bestimmung der Waldentwicklungsphasen im Nationalpark edv-technisch verarbeitet (RALL, 1990) und diese als Rasterkarte im GIS abgespeichert.

Tab. 21: Nutzungshäufigkeit (%) der Waldgesellschaften nach Baumarten-Mischungsformen (MIS) in den Untersuchungsgebieten.

Baumarten-Mischungsformen	Untersuchungsgebiete								$\bar{x}_w$
	K'see 6 M, 1 F	K'see 2 F	B. Schap 3 F	Eckau 2 M	Hintersee 4 M	Hintersee 5 F	Wimbach 1 M	Wimbach 1 F	
n =	710	92	292	269	758	1197	83	66	3454
0 keine Angaben	18,7	13,4	3,5	9,9	7,8	10,6	4,8	20,9	11,1
2 Fichte rein/dom.	51,3	62,8	84,2	- 52,9	73,7	74,1	62,0	7,8	66,7
3 Laubholz dom.	+ 11,8	0,8	1,5	+ 17,4	+ 13,7	5,8	+ 17,4	1,3	9,4
4 Sprike rein/dom.								+ 63,2	1,2
5 Bergmischwald				0,8	1,4	0,6			0,6
6 Zirbe-Lärche						0,4			0,1
7 Lärche rein/dom.	- 18,2	23,0	10,8	19,0	3,4	8,5	15,8	6,8	10,9

+ positive Selektion – negative Selektion (z-Statistik, p = 0,05)

Tab. 22: Nutzungshäufigkeit (%) der Waldgesellschaften nach Waldentwicklungsphasen (EPS) in den Untersuchungsgebieten.

Waldentwicklungsphasen	Untersuchungsgebiete								$\bar{x}_w$
	K'see 6 M, 1 F	K'see 2 F	B. Schap 3 F	Eckau 2 M	Hintersee 4 M	Hintersee 5 F	Wimbach 1 M	Wimbach 1 F	
n =	710	92	292	269	745	1197	83	66	3454
0 keine Angaben	19,5	16,8	3,8	10,3	+ 8,7	- 12,8	6,1	20,9	12,4
3 Jugendphase	7,8	1,1	13,3	19,7	22,0	13,0	20,0	10,6	14,3
5 Wachstumsphase			24,4	16,3	10,9	14,7	13,8	17,3	11,4
2 Terminalphase	22,1	50,0	23,9	16,2	- 20,3	+ 34,3	13,9	1,5	25,8
4 Verjüngungsphase	+ 16,8	13,9	14,2	14,4	+ 11,6	- 5,7	10,8	3,2	10,9
7 Zerfall/Grenzph.	20,6	5,6	14,7	14,7	8,2	9,5	23,4	30,2	12,4
6 Plenterphase	13,2	12,6	8,4	8,4	18,3	- 10,1	12,0	16,1	12,8

+ positive Selektion – negative Selektion (z-Statistik, p = 0,05)

Eine Verschneidung dieser Karte mit den Isolethen-Home-ranges von 25 Stück Rotwild ermöglicht eine quantitative Bewertung der Habitatnutzung nach unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen (Tab. 22). Überwiegend werden diese entsprechend des jeweiligen Flächenanteils in den Home-ranges genutzt. Das Rotwild im Gebiet Königssee bevorzugt signifikant die „Verjüngungsphase“, in der 16,8 % der Nutzung einem Flächenanteil von 13,4 % gegenüberstehen. Im Gebiet Hintersee zeigen die beiden Geschlechter unterschiedliche Präferenzen gegenüber den Waldentwicklungsphasen: während die männlichen Hirsche die „Jugend- und Verjüngungsphase“ bevorzugen und jene Waldflächen der „Terminalphase“ zwar häufig, bezogen auf ihr flächenhaftes Vorkommen jedoch unterproportional nutzen, zeigen die weiblichen Tiere ein umgekehrtes Präferenzverhalten (z-Statistik,  $p = 0,05$ ). Insbesondere in der Terminalphase liegen über ein Drittel aller Beobachtungsdaten. Darüber hinaus sind die weiblichen Tiere signifikant seltener in der „Plenterphase“ anzutreffen, die wiederum von den männlichen Hirschen bevorzugt wird (n.s.).

Bezogen auf die gesamte vom untersuchten Rotwild genutzte Fläche wird die „Terminalphase“ am weitesten häufigsten genutzt. Mit 25,8 % liegt die Nutzungsintensität für diese Waldflächen etwa doppelt so hoch als für jede andere Form der Waldentwicklungsphase.

#### 4.5.4 Nutzung der Waldgesellschaften nach der Naturnähe des Waldaufbaus

Für eine Bewertung der Nutzungsverteilung nach der Naturnähe des Waldaufbaus wurden die Rasterdaten der Waldinventur mit der vom Rotwild genutzten Fläche (25 Home-ranges) kombiniert ausgewertet (Tab. 23). Der Grad der Na-

turnähe wird in die 3 Kategorien „(bedingt) natürlich“, „naturnah“ und „naturfern“ eingeteilt, wobei

- die Intensität des bisherigen Einschlags (ausgedrückt durch die Anzahl vorgefundener Stöcke)
- die Brusthöhendurchmesser-Verteilung als Charakteristikum für ein- oder mehrschichtige Bestände
- die Abweichung der aktuellen Bestockung von der potentiell natürlichen Vegetation

maßgebend für die Einordnung nach obigen Kategorien ist. Ein Vergleich der Nutzung nach „naturfern“ einerseits und „naturnah“ sowie „natürlich“ andererseits zeigt für die Gesamtheit der untersuchten Rotwild-Habitate eine etwa gleiche Nutzungsverteilung in diesen beiden Kategorien (50,1 % : 49,9%). Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten gibt es zum Teil erhebliche Unterschiede: im Gebiete Hintersee ist eine ausgeglichene Nutzungsverteilung zu erkennen. Das Rotwild in den beiden Gebieten Eckau und Königssee (Röth-Halsköpfl) ist häufiger in den als „naturnah“ und „natürlich“ eingestuften Wäldern anzutreffen. Im Wimbachtal ist dieses Verhältnis noch stärker ausgeprägt. Die weiblichen Tiere im Bereich Regenalm und Bergwald-Schapbach stehen dagegen doppelt so häufig in „naturfernen“ Einständen.

Dieses Einstandsverhalten hinsichtlich der Naturnähe des Waldaufbaus ist in der Regel nicht auf eine selektive Nutzung zurückzuführen (Tab. 23), sondern spiegelt eine dem Angebot entsprechende Nutzungsverteilung in den einzelnen Gebieten wieder (Chi<sup>2</sup>-Test, Bonferroni-z-Statistik). Nur die Hirsche in Hintersee und Eckau bevorzugen signifikant die „naturnahen“ Wälder, während das Rotwild in Königssee in den als „naturfern“ bewerteten Waldtypen häufiger anzutreffen ist als dies dem Flächenanteil entsprechend zu erwarten wäre (z-Statistik,  $p = 0,05$ ).

Tab. 23: Nutzungshäufigkeit (%) der Waldgesellschaften nach der Naturnähe des Waldaufbaus (NA2S) in den Untersuchungsgebieten.

Naturnähe des Waldaufbaus	Untersuchungsgebiete								$\bar{x}_W$
	K'see 6 M, 1 F	K'see 2 F	B. Schap 3 F	Eckau 2 M	Hintersee 4 M	Hintersee 5 F	Wimbach 1 M	Wimbach 1 F	
n =	710	92	292	269	758	1197	83	66	3454
0 keine Angaben	18,7	13,4	3,5	9,9	7,8	10,6	4,8	20,9	11,1
2 naturfern	+ 37,0	55,5	63,4	40,3	46,6	47,0	22,3	2,7	44,5
7 naturnah	4,9	6,6	20,8	+ 29,2	+ 26,9	19,4	31,5	7,3	18,7
3 natürlich	39,3	24,5	12,3	20,5	18,7	23,0	41,4	69,1	25,7
naturfern *	45,5	64,1	65,7	44,7	50,5	52,6	23,4	3,4	50,1
naturnah & natürlich *	54,4	35,9	34,3	55,3	49,5	47,4	76,6	96,6	49,9

\* bezogen auf die bestockte Fläche + positive Selektion – negative Selektion (z-Statistik,  $p = 0,05$ )

Tab. 24: Flächenverteilung der Verbißschäden (%) in den Sommer-Herbst-Home-ranges und Nutzungsintensität innerhalb dieser Flächen durch das Rotwild.

Verbißschadens-klassen	Untersuchungsgebiete														$\bar{x}_W$	
	Königssee 6 M, 1 F		Königssee 2 F		B.-Schapbach 3 F		Hintersee 4 M		Hintersee 5 F		Wimbach 1 M		Wimbach 1 F			
	F %	N %	F %	N %	F %	N %	F %	N %	F %	N %	F %	N %	F %	N %	F %	N %
0 keine Angaben	22,7	- 18,7	19,7	13,4	5,4	3,5	11,6	- 7,8	12,4	- 10,6	11,3	4,8	33,0	20,9	14,5	11,2
3 0 – 15 %	18,7	19,7	16,5	20,7	32,1	30,3	19,6	19,6	18,6	- 14,9	32,5	27,5	24,5	34,3	20,5	19,4
7 > 15 – 50 %	9,0	9,6	2,7	4,2	12,4	15,7	11,9	14,1	9,4	- 6,3	12,2	14,2	7,3	7,1	10,0	9,9
2 > 50 %	7,3	+ 9,7	2,8	2,3	7,9	9,5	15,5	+ 20,7	12,2	- 9,6	11,6	18,4	8,2	5,9	11,1	12,2
8 ohne Verjüng.	42,3	42,3	58,3	59,4	42,2	41,0	41,4	- 37,8	47,4	+ 58,6	32,4	35,1	27,0	31,8	43,9	47,3

F % = Fläche in Prozent + = positive Selektion  
N % = Nutzung in Prozent – = negative Selektion

#### 4.5.5 Raumnutzung unter dem Aspekt der Verbißschäden

Mit Hilfe des GIS wurde die raumbezogene Nutzungsverteilung des Rotwildes mit der Waldschadenskarte „Verbiß an Jungpflanzen – alle Baumarten“ verschnitten und nach Untersuchungsgebieten differenziert ausgewertet. Wegen eines Datenerhebungsfehlers bei der Verbißschadenskartierung im Distrikt „Steinberg“ (RALL, 1990) konnten die beiden Eckauhirsche nicht in die Auswertung einbezogen werden. Verbißschäden wurden entsprechend der Waldinventuranweisung erst ab einer Pflanzhöhe von 20 cm aufgenommen.

Tabelle 24 zeigt die Flächen- und Nutzungsverteilung in den Sommer-Herbst-Homeranges für die einzelnen Schadenskategorien. Die Daten von allen Tieren eines Untersuchungsgebietes wurden zusammengefaßt ausgewertet. Die räumliche Verteilung der fünf ausgewiesenen Verbißschadenskategorien in den Rotwildhabitaten korreliert recht gut mit der räumlich differenzierten Nutzungsintensität des Rotwildes. Insgesamt findet auf 43,9 % der vom untersuchten Rotwild genutzten Fläche keine Verjüngung statt. 11,1 % weisen eine starke, 10,0 % eine mittlere und 20,5 % eine geringe Verbißbelastung auf. Bezogen auf die bestockte Fläche sind 24,7 % mittel bis stark und 24,0 % nur gering durch Verbiß belastet.

In Abbildung 18 ist die Nutzungsverteilung des Rotwildes in den Gebieten Hintersee und Königssee nach Jahreszeiten getrennt für die Schadensstufen dargestellt. Die Nutzungshäufigkeit in der Kategorie mit starkem Verbiß ist im Winter doppelt (Hintersee) bis 2,5 mal (Königssee) so hoch wie im Sommer. In beiden Jahreszeiten ist die Beobachtungshäufigkeit von Rotwild in den als „mittel bis stark verbissen“ eingestuft Flächen (sowie solchen ohne Verjüngung) in Kö-

nigssee geringer als in Hintersee. Entsprechend umgekehrt verhält es sich für die „nicht oder gering verbißbelasteten“ Flächen (Man-Whitney U-Test, n.s.).

#### 4.6 Umsetzung der Ergebnisse in Rotwildverbreitungskarten für das Biosphärenreservat

##### 4.6.1 Rechenvorschrift und Verbreitungskarten

Auf der Grundlage der höhen- und neigungsabhängigen Verteilung des Rotwildes sowie der unterschiedlich intensiven Nutzung der verschiedenen Landschaftstypen in den untersuchten Rotwild-Homeranges wurde ein Computermodell entwickelt (Rechenvorschrift siehe Anhang), mit dessen Hilfe die im GIS verfügbaren, rotwildrelevanten Datenstrukturen selektiv erfaßt und in nutzungsbezogene Verbreitungskarten für das gesamte Biosphärenreservat Berchtesgaden umgesetzt werden können (Abb. 19 und 20). Als Höhenbegrenzung wurde die 1900 Meter-Isohypse gewählt. Flächen mit einer Hangneigung über 49 Grad blieben unberücksichtigt. Diese höhen- und neigungsabhängigen Begrenzungen ergeben sich aus der Verknüpfung aller Beobachtungspunkte (n = 4329) mit den entsprechenden Landschaftsparametern des Geographischen Informationssystems (siehe Tab. 13 und 14, Seite 30).

Die in 3 Nutzungsklassen eingeteilte Bewertung der Landschaftstypen orientiert sich an der prozentualen Rotwildbeobachtungshäufigkeit in den aggregierten Landschaftstypen in den Sommer-Herbst-Homeranges von 25 Stück Rotwild im Nationalpark Berchtesgaden (Tab. 19, S. 43). Dadurch kann für das Gesamtgebiet eine Unterbewertung jener Landschaftstypen entstehen, die nur in einem oder in wenigen der untersuchten Teilgebieten vorkommen, lokal aber eine hohe

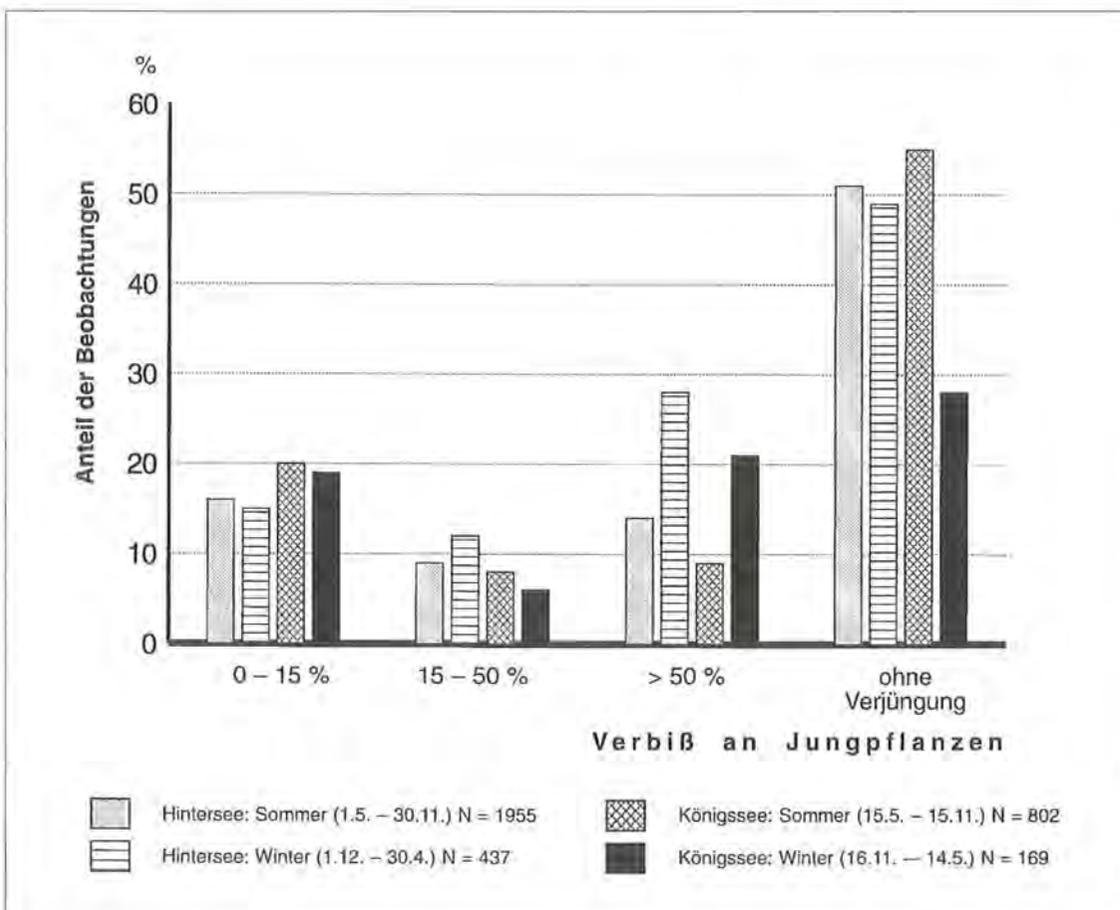


Abb. 18: Vergleich der Nutzungsverteilung (%) des Rotwildes in verschiedenen Verbißschadensklassen in den Gebieten Hintersee und Königssee.

# VERBREITUNGSKARTE ROTWILD IM NATIONALPARK BERCHTESGADEN

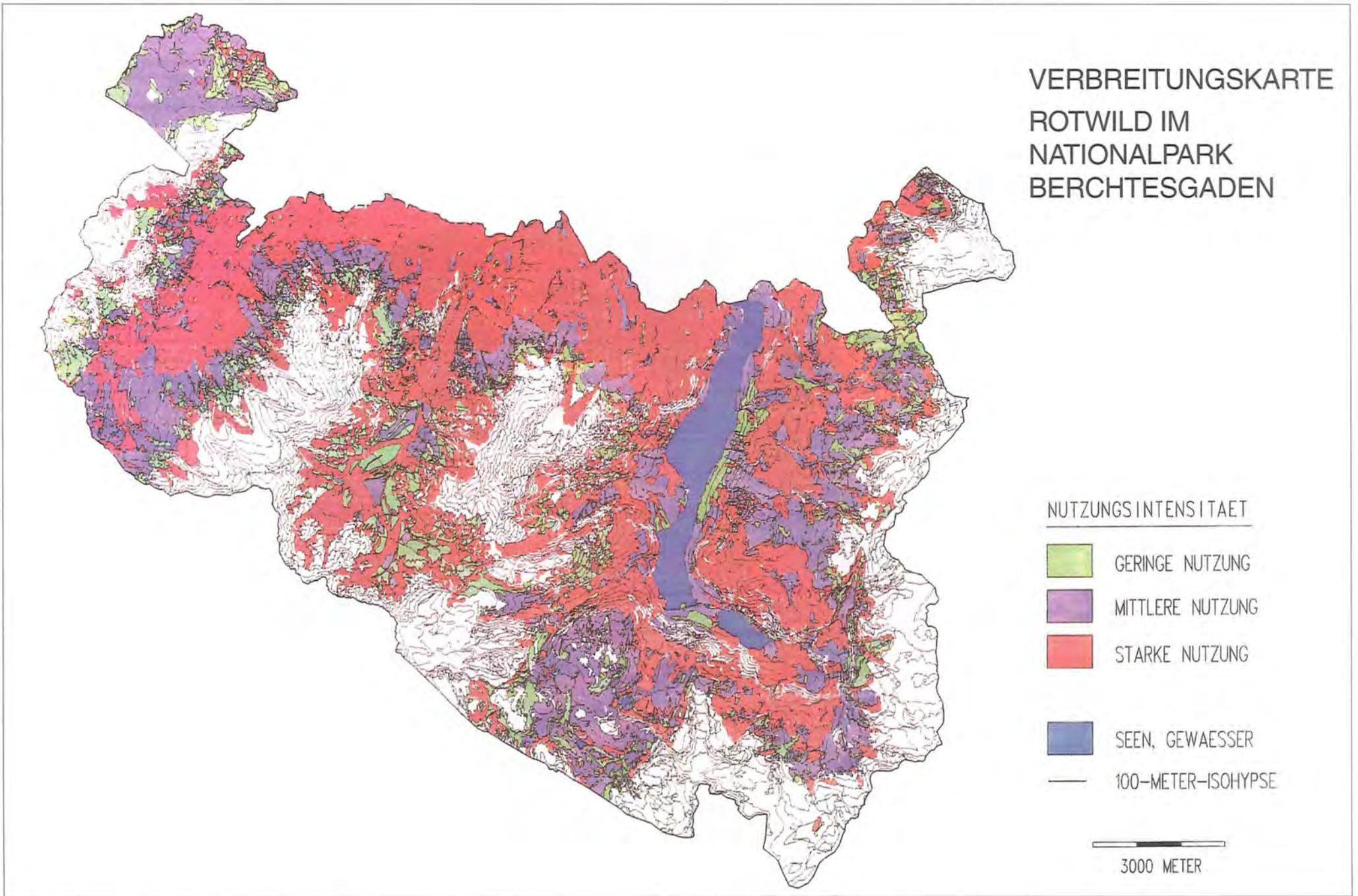
## NUTZUNGSINTENSITAET

- GERINGE NUTZUNG
- MITTLERE NUTZUNG
- STARKE NUTZUNG

SEEN, GEWAESSER

100-METER-ISOHYPSE

3000 METER



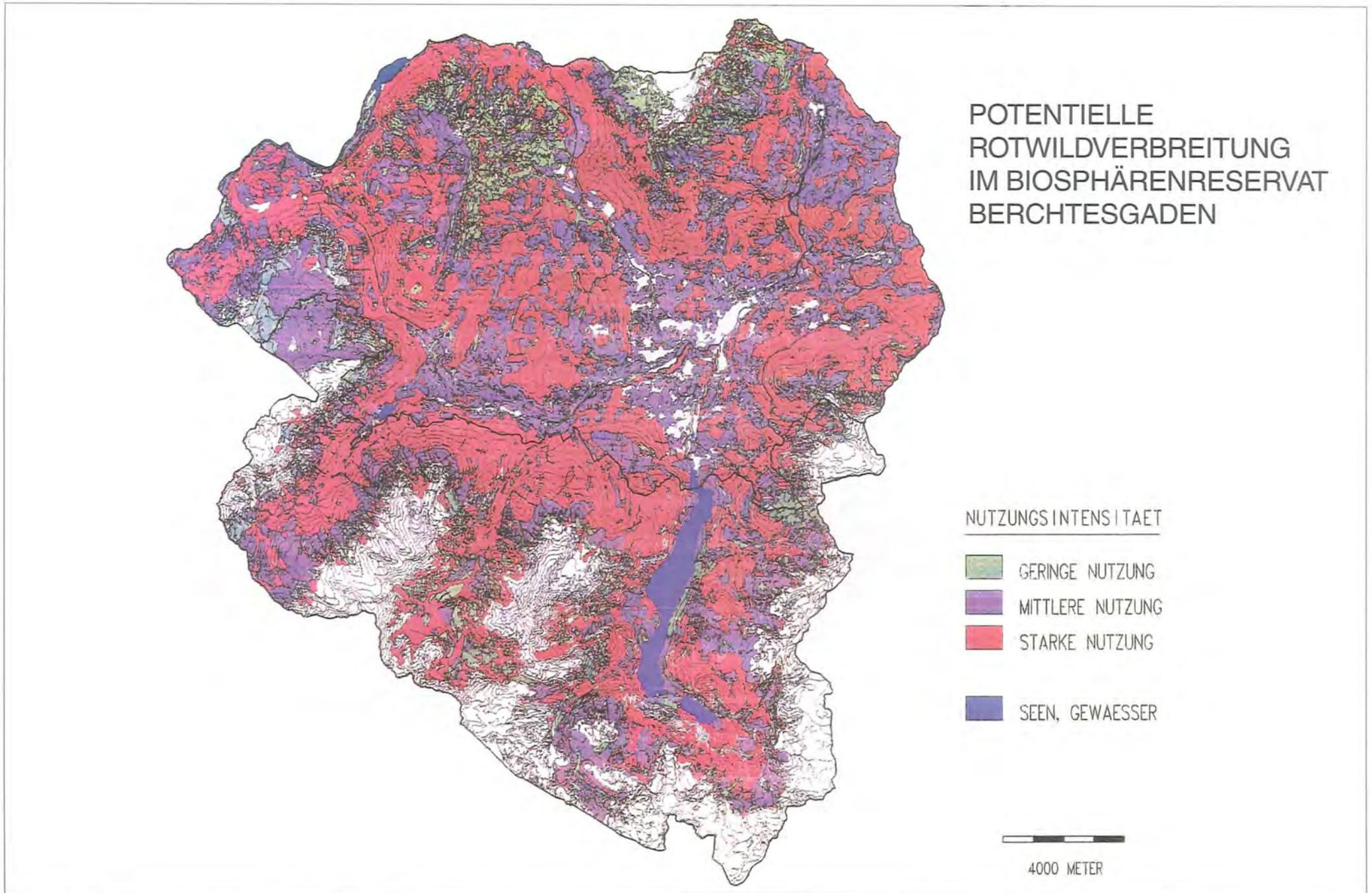


Abb. 20: Verbreitung des Rotwildes im Biosphärenreservat Berchtesgaden (Nationalpark und Vorfeld) nach unterschiedlicher Nutzungsintensität der Flächen.

Priorität hinsichtlich der Nutzung durch das Rotwild genießen (z. B. im Gebiet Königssee die Waldgesellschaften auf Fels; im Bereich Eckau der Fichten-Lärchenwald; im Wimbachtal der lichte Lärchen- und Bergmischwald). In Tabelle 25 sind die Landschaftstypen nach aufsteigender Nutzungsintensität in drei Kategorien dargestellt.

Tab. 25: In 3 Nutzungskategorien eingeteilte (aggregierte) Landnutzungstypen.

Nutzungs-kategorie	RNAG (aggregierte) Landnutzungstypen	Nutzung %
1 geringe Nutzung > 0 – 2 %	471 Aufgelichteter Laubwald	0,1
	210 Gewässerbegleitende Nutzungstypen	0,2
	105 Strauchgesellschaften	1,1
	104 Alpine Rasengesellschaften	1,6
	410 Lichter Bergmischwald	1,9
2 mittlere Nutzung > 2 – 5 %	405/407 (Lichter) Lärchenwald	2,3
	423 Fichten-Lärchenwald	2,7
	472 Aufgelichteter Mischwald	2,8
	421 (Berg-) Mischwald überw. Laubholz	2,9
	501 – 530 Land- und almwirtsch. Flächen	3,1
401 Waldgesellschaften auf Fels	3,9	
3 starke Nutzung > 5 %	470 Aufgelichteter Nadelwald	5,2
	440 Gehölzsukz., Kahlschlagflächen	7,1
	101 Gesteinsschuttfuren	7,3
	451 Aufforstungen	8,5
	420 (Berg-) Mischwald	8,6
	430 Nadelforst (Fichte)	9,4
422 (Berg-) Mischwald überw. Nadelholz	30,9	
		99,6

Tab. 26: Flächenstatistik zu den Verbreitungskarten Rotwild im Nationalpark (20.808 ha) und im Biosphärenreservat (46.743 ha).

Nutzungs-intensität	Gesamtbeobachtungs-häufigkeit in %	Fläche in %	
		NP	BR
1 gering	4,9	9,7	10,3
2 mittel	17,7	18,7	26,1
3 stark	77,0	34,4	39,0
	99,6	62,8	75,4

#### 4.6.2 Flächenstatistische Auswertung

Die flächenstatistische Auswertung der Verbreitungskarten zeigt, daß etwa 63 % (ca. 13.000 ha) der Nationalparkfläche und etwa 75 % (ca. 35.250 ha) der gesamten Biosphärenreservatfläche für Rotwild potentiell nutzbar sind. Jeweils etwa die Hälfte dieser Flächen entfallen auf die Kategorie „starke Nutzung“ (Tab. 26) und weisen somit ein hohes Nutzungspotential durch Rotwild auf.

#### 4.7 Rotwildichte im Nationalpark Berchtesgaden

Die offizielle Rotwildzählung im Frühjahr 1990 ergab einen Bestand von 196 Tieren (74 Hirsche, 84 Alt- und Schmaltiere sowie 38 Kälber). Die gesamte vom Rotwild nutzbare Fläche im Nationalpark beträgt nach der vorliegenden Untersuchung ca. 13.000 ha. Die aktuelle Rotwildichte, bezogen auf diese Fläche, liegt somit bei 1,5 Stück Rotwild/100 ha. Dieser Angabe sind zur Beurteilung der Populationsdichte folgende – ganz wesentliche – Erläuterungen hinzuzufügen:

1. Das Rotwild nutzt die ihm verfügbare Fläche im Jahresverlauf unterschiedlich intensiv. Dies wird im Gebiet Königssee besonders deutlich, wo während der Sommermonate von Juli bis Oktober die Region unterhalb 1200 Meter ü. NN als „rotwildfrei“ bezeichnet werden kann; die traditionellen Sommerstände liegen oberhalb dieser Höhenstufe und konzentrieren sich auf Bereiche zwischen 1300 und 1800 Meter ü. NN. Demgegenüber tritt das Rotwild während der Zeit von Dezember bis April/Mai in hoher Dichte in den talnahen Lagen im Bereich der Fütterungen bzw. in den Wintergattern auf.

2. Innerhalb des vom Rotwild genutzten Sommerareals gibt es durch Tradition gebildete Einstandsgebiete, in denen es zeitweise zu einer massiven Konzentration des Rotwildes mit einer mehrfach über der oben angegebenen Rotwildichte kommt.

Dies zeigt, daß nicht nur die Erhebung absoluter Bestandszahlen (im Nationalpark ist dies an den Winterfütterungen sehr exakt möglich), sondern auch die genaue, saisonal und nach Nutzungsschwerpunkten differenzierte Erfassung der von diesen Tieren genutzten Fläche eine wesentliche Voraussetzung für eine ökologisch relevante Aussage zur Populationsdichte und damit für sinnvolles Rotwild-Management ist.

## 5 Diskussion

Jahreszeitspezifisch differenziertes Raumnutzungsverhalten des Rotwildes in montanen und alpinen Lebensräumen ist für verschiedene Gebiete Europas beschrieben worden: Die Verteilungsmuster im Bayerischen Wald (WOTSCHIKOWSKY, 1981), im Ammergebirge (GEORGII, 1980) und im Bereich des Schweizer Nationalparks (BLANKENHORN et al., 1979) zeigen saisonal einen vertikal orientierten Gebietswechsel von den in den Talbereichen liegenden Wintereinständen zu den höher gelegenen Sommereinständen nahe der Waldgrenze oder darüber. Dieses spezifische Raum-Zeit-Verhalten und die Kenntnis der speziellen Einstandsgebiete wird durch Tradition von den Muttertieren auf die Kälber übertragen (SCHLOETH, 1966) und führt, aufgrund der Standortstreuung des Rotwildes, zu einer sich jedes Jahr wiederholenden Nutzung derselben tradierten Einstände. CRAIGHEAD et al. (1972) beschreiben dieses Verhalten ebenfalls für den nordamerikanischen Wapiti. Nicht alle Rothirsche eines bestimmten Wintereinstandes sind derselben Tradition unterworfen (BLANKENHORN et al., 1979): Während die meisten von ihnen in entfernte Sommereinstände ziehen (Pender), verbleiben einige das ganze Jahr über im selben Gebiet (Standwild) und nur ein sehr geringer Teil erschließt neue Lebensräume (Ausreißer).

Die saisonale Verteilung des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden entlang des Höhengradienten zeigt, daß die gesamte dem Rotwild verfügbare Fläche keinesfalls das ganze Jahr über gleichmäßig genutzt wird (vgl. BUCHLI, 1982). Besonders ausgeprägt ist dieses saisonal differenzierte Raum-Zeit-Verhalten im Gebiet Königssee. ATZLER (1984), der das Nahrungsangebot und Wanderverhalten von Rothirschen in den Ammergauer Bergen auf der Basis radiotelemetrischer Aufzeichnungen von GEORGII (1983) untersuchte, konnte einen deutlichen jahreszeitlichen Zusammenhang zwischen Äsungsqualität und höhenabhängiger Raumnutzung nachweisen. Die hochgelegenen Sommerstreifgebiete bieten dem Rotwild eine qualitativ hochwertige Nahrung. Für eine gewisse Zeit der Vegetationsperiode übertrifft sie sogar den Futterwert bewirtschafteter Talwiesen. Die Äsungsqualität der Bodenvegetation kulminiert nach GOSSOW (1987) in den Ostalpen bei etwa 1600 bis 1800 Meter ü. NN, wobei bestoßene Almen im Frühsommer und Spätherbst besonders attraktive Nahrungsflächen bieten (ONDRSCHEKA & KLUG, 1982; ATZLER, 1984).

Vier bis fünf Monate hält sich das Rotwild im Nationalpark Berchtesgaden in den Sommereinständen auf. Ein drastisches Absinken der Nahrungsqualität löst die Rückkehr der Tiere in die tieferen Lagen aus (vgl. VOSER, 1987). Die höhenabhängige und räumliche Verteilung der subalpinen und alpinen Weiden bestimmt ganz entscheidend das jahreszeitlich unterschiedliche Vorkommen des Rotwildes in den verschiedenen Gebieten und Höhenstufen des Nationalparks.

Jedes Jahr werden dieselben individuellen Sommereinstände über traditionelle Wechsel aufgesucht (vgl. BUCHLI, 1982). Diese Einstandstreue ist bei männlichen und weiblichen Tieren gleichermaßen ausgeprägt (vgl. GEORGII & SCHRÖ-

DER, 1983). Die Kenntnis der Einstände wird durch Tradition von Generation zu Generation weitergegeben (BUCHLI, 1982). Im Gegensatz zu Untersuchungen in der Schweiz (BUCHLI et al., 1979) und Österreich (GOSSOW & FISCHER, 1987) konnten im Untersuchungsgebiet Nationalpark Berchtesgaden keine alters- oder geschlechtsspezifischen Unterschiede hinsichtlich einer Bevorzugung von Höhenstufen in den Sommer- und Herbsthomeranges festgestellt werden.

Während der Wanderungen zwischen den Sommer- und Wintereinständen verweilt das Rotwild im Gebiet Königssee witterungsabhängig unterschiedlich lang in Zwischeneinständen, in denen partiell ganz erhebliche Verbißschäden zu beobachten sind (vgl. RALL, 1990).

Die Größe der Sommerhomeranges beträgt durchschnittlich 187 ha. Die um etwa 200 ha nach oben hin abweichenden Angaben Georgii's (1983) für männliche Hirsche im Ammergebirge dürften auf die unterschiedlichen Berechnungsmethoden zurückzuführen sein. Georgii gibt für männliche und weibliche Tiere unterschiedliche Homerangegrößen an. Für das Rotwild im Nationalpark Berchtesgaden ist eine solche geschlechtsspezifische Differenzierung nicht zu bestätigen. Weder zwischen den Geschlechtern noch in den verschiedenen Altersklassen unterscheiden sich die Homerangegrößen signifikant. Untersuchungen am Elch in Schweden (CEDERLUND et al., 1987) und Nordamerika (LEPTICH & GILBERT, 1989) zeigen ebenfalls keine alters- bzw. geschlechtsspezifischen Unterschiede der Homerangegrößen.

Etwa 60 voneinander unabhängige Beobachtungen sind völlig ausreichend, um die Größe eines Sommerhomeranges und das Nutzungsmuster innerhalb eines individuellen Lebensraumes zu erfassen. Darüber hinausgehende Datenerhebungen führen nicht konsequenterweise zu einem entsprechenden Informationszuwachs, sondern dienen bestenfalls einer Stabilisierung und Bestätigung der Ergebnisse. Die Abschätzung solch quantitativer, von der jeweiligen Fragestellung und Tierart abhängigen methodischer Datenerhebungsgrenzwerte erscheint im Hinblick auf die Effektivität von Freilandarbeiten im wildbiologischen Bereich von besonderer Bedeutung zu sein. Mit einer den Tages- und Jahresrhythmus der untersuchten Tierart berücksichtigenden Datenerhebungsdichte von ca. 2 Peilungen/3 Tage/Tier sind Fragen der Lebensraumnutzung durchaus angemessen beantwortbar.

Die Dynamik und Intensität der Raumnutzung innerhalb eines Homeranges wurde durch die angewandte Homerange-Berechnungsmethode transparent dargestellt. Die räumlich unterschiedlich intensive Nutzung weist flächenmäßig kleine Gebiete hoher Nutzungsdichte und große, weniger intensiv genutzte Bereiche auf. Entsprechende Ergebnisse werden von DWORSCHAK (1990) und MÜLLER (1990) für Rehe in Tirol bzw. in Berchtesgaden diskutiert. Die räumliche Verteilung der Nutzungsintensitäten innerhalb eines jeden Homeranges wurde bei der Analyse der Habitatnutzung und -präferenz berücksichtigt. Die Ergebnisse in den fünf untersuchten Teilgebieten zeigen, daß sich die Befunde in den z. T. sehr verschiedenartig strukturierten Lebensräumen durchaus nicht im Detail entsprechen. Die Wirkung von Einzelfaktoren ist von den gesamten ökologischen Faktoren des untersuchten Lebensraumes abhängig. Praktische Folgerungen haben zwar

für die einzelnen Gebiete eine hohe Bedeutung, ihre Verallgemeinerung ist aber aufgrund der hohen ökologischen Potenz des Rotwildes und der unterschiedlichen Habitatrequisiten in den einzelnen Untersuchungsgebieten nur sehr bedingt möglich.

So kommt beispielsweise dem Bergmischwald in allen untersuchten Gebieten des Nationalparks eine bedeutende Rolle als Rotwildeinstand zu. Wo dieser Landschaftstyp flächenmäßig nur gering vertreten ist, tritt seine Bedeutung gegenüber anderen Landschaftstypen in den Hintergrund. Das Rotwild paßt sich den jeweiligen landschaftlichen Gegebenheiten an.

Im Bereich Königssee kommen typische Basthirscheinstände oberhalb der alpinen Waldgrenze in schroffen Felsregionen vor, während das Kahlwild in den Wäldern oder strauchreichen Vegetationsstrukturen (Latsche bzw. Grünerle) anzutreffen ist. Dies legt eine Verallgemeinerung nahe, daß Hirsche hinsichtlich ihres Sicherheitsbedürfnisses auf große Sichtdistanz in übersichtlichem, nur schwer zugänglichem Gelände, Kahlwild demgegenüber mehr auf Sichtschutz (insbesondere während der Setz- und Aufzuchtzeit) setzt (vgl. GOSSOW & FISCHER, 1987). Für das Kahlwild kann dies bestätigt werden. Die Hirsche sind dagegen auch während der Bastzeit häufig in tiefer gelegenen Wäldern und – in den frühen Morgen- und Abendstunden – auf subalpinen Weiden anzutreffen. In besonderem Maße gilt dies für die anderen Untersuchungsgebiete: während im Gebiet Königssee die relative Beobachtungshäufigkeit männlicher Tiere oberhalb der Waldgrenze doppelt so hoch ist als die von weiblichen, ist dies im Hirschbichtal im umgekehrten Sinn beobachtbar.

Ganz unterschiedlich stellen sich besonders die Habitatpräferenzen in den fünf Untersuchungsgebieten dar. Nicht ein einziger Landschaftstyp wird in zwei oder gar mehreren Gebieten überproportional zum Flächenangebot genutzt. Dies unterstreicht die Bedeutung großflächig durchgeführter Datenerhebungen an möglichst vielen Tieren, um eine verallgemeinernde – aber falsche – Aussage auf der Basis kleiner Untersuchungsflächen an wenigen Tieren zu vermeiden (auch wenn diese mit statistischen Methoden gesichert werden kann). Dieses Problem tritt vor allem dann auf, wenn eine große Anzahl verschiedener, kleinflächig kartierter Habitatstrukturen zur Disposition steht. Werden nur wenige Habitatkomplexe bei gleichzeitig hoher Stichprobennahme untersucht, erhöht sich die Stärke statistischer Tests (BAHRENBURG & GIESE, 1975; ALLDREDGE & RATTI, 1986; WHITE & GARROTT, 1986).

Bei der Rotwild-Lebensraumbewertung nach Baumartenmischungsformen wurden 6 verschiedene Waldgesellschaften hinsichtlich ihrer Nutzung durch das Rotwild untersucht. Mit Ausnahme des oberen Wimbachtals, wo die Spirke eindeutig dominiert, machen die Fichtenbestände den größten Anteil in allen untersuchten Homeranges aus. Entsprechend diesem hohen Flächenanteil wird diese Waldgesellschaft auch am häufigsten genutzt. Eine am Flächenanteil gemessen überproportional häufige Nutzung (Präferenz) erfahren lediglich die Laubwälder.

Die nach Entwicklungsphasen der Wälder differenzierte Auswertung zeigt, daß die Häufigkeitsverteilung des Rotwildes dem jeweiligen Flächenanteil der vorkommenden Waldent-

wicklungsphasen proportional ist. Das Kahlwild im Gebiet Hintersee bevorzugt einschichtige, stammzahlarme Altbestände (Terminalphase). Die männlichen Hirsche zeigen dagegen ein bevorzugtes Vorkommen in den stärker geschichteten Beständen mit hoher Altersstreuung (Verjüngungsphase) und in der sehr stammzahlreichen und durch geringe Altersstreuung gekennzeichneten Jugendphase. Diese, wie auch die ausgeprägt gestufte Plenterphase, werden vom Kahlwild deutlich seltener als Einstand gewählt. Im Bereich Königssee wird die Terminalphase und die Zerfallsphase am häufigsten genutzt; bevorzugt – im Sinne einer Habitatpräferenz – steht das Rotwild in den Wälern der Verjüngungsphase. Damit nutzt das Rotwild, entsprechend der im Nationalpark vorhandenen Waldverteilung, besonders alte (klimaxnahe?) Waldbestände, wobei eine deutliche Selektion laubholzreicher Waldgesellschaften festzustellen ist. Das überaus kleinflächig gegliederte Mosaik verschiedener Waldentwicklungsphasen im Nationalpark sowie das Vorkommen subalpiner und alpiner Weiden kommen gleichermaßen sowohl dem Sicherheits- als auch dem Nahrungsbedürfnis des Rotwildes in den Sommer- und Herbsthomeranges entgegen. Entsprechend gering sind in den Sommereinständen Verbiß- und Schältschäden zu beobachten (Abb. 21 – 24). Diese treten schwerpunktmäßig und recht massiv besonders in den Fütterungsbereichen und in den vom Rotwild genutzten „Warträumen“ zwischen den Winter- und Sommereinständen auf.

Hinsichtlich der Naturnähe des Waldaufbaues weisen die Sommer- und Herbsthomeranges des Rotwildes je nach Untersuchungsgebiet unterschiedliche Standortqualitäten auf. Natürliche und naturnahe Waldgesellschaften werden insbesondere im Wimbachtal angetroffen. In den anderen Gebieten fällt etwa jede zweite Rotwildbeobachtung auf die als „naturfern“ eingestuften Waldflächen, im Bereich Regen-alm und Bergwald-Schapbach liegt dieser Wert mit 65 % deutlich am höchsten. Die u. a. im Bereich Bergwald-Schapbach und Steinberg vorgesehenen waldbaulichen Maßnahmen mit dem Ziel eines ökologisch relevanten Waldumbaus, könnten durch eine weitere Reduktion des dortigen Rotwildbestandes, insbesondere des Standwildes, sicher unterstützt werden.

Die bestandsregulierenden Maßnahmen im Nationalpark Berchtesgaden berücksichtigten in der Vergangenheit nur unzureichend die durch Tradition gebildete Konzentration des Rotwildes in den Sommerhabitaten. Die hier punktuell massiv auftretenden Waldschäden können nur durch einen ebenfalls punktuell eingreifenden Abschluß im Sommerlebensraum reduziert werden (vgl. Abb. 21–24), der nicht das „anonyme“ Stück Rotwild, sondern die Tradition einzelner Individuen im Visier haben sollte. Der Abschluß gleichzeitig mehrerer Tiere, z. B. von Gynopädien (Altier, Schmaltier, Kalb) im Sommereinstand, kann als zielgerichtete Traditionsunterbindung betrachtet werden. Abschlußrichtlinien, die auf eine homogenere Verteilung des Rotwildbestandes hinwirken, könnten somit selbst bei gleichbleibenden Bestandszahlen die Nutzungsdichte des Rotwildes günstig, d. h. nach unten hin, beeinflussen. Ein für den Wald ganz wesentlicher Aspekt im Hinblick auf eine Entschärfung der Wald-Wild-Problematik.

Das bewußte Nichteingreifen in Rotwildrudel mit dem Grund, die dabei nicht zur Strecke gebrachten Tiere nicht zu „vergrämen“ und damit künftig noch schwieriger zu erreichen, erscheint vor diesem Hintergrund kontraindiziert. Diese Jagdpraxis sollte zugunsten eines das Raum-Zeit-System des Rot-

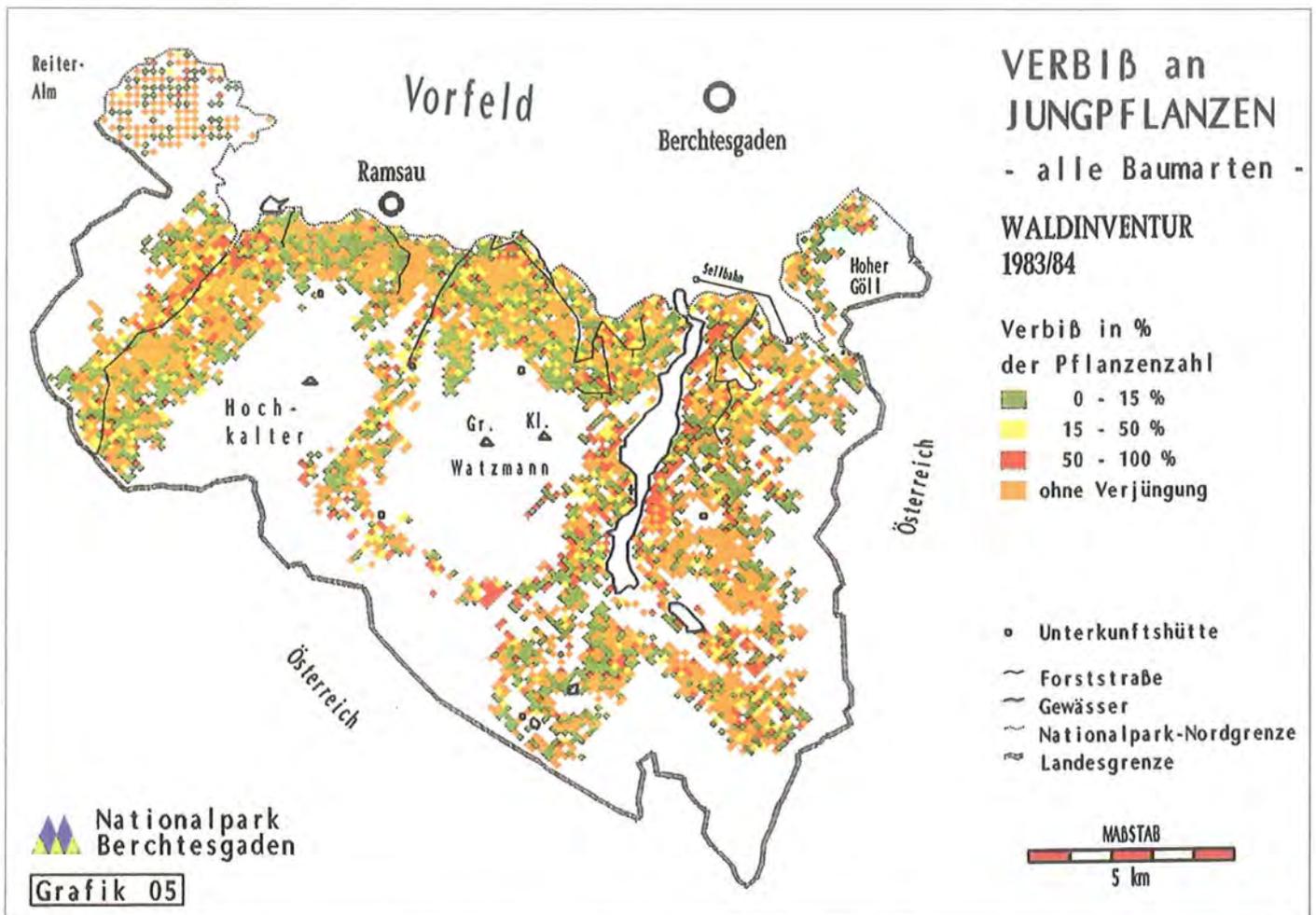


Abb. 21: Verbreitung der Verbißschäden an Jungpflanzen aller Baumarten im Nationalpark Berchtesgaden, Waldinventur 1983/84 (aus RALL, 1990).

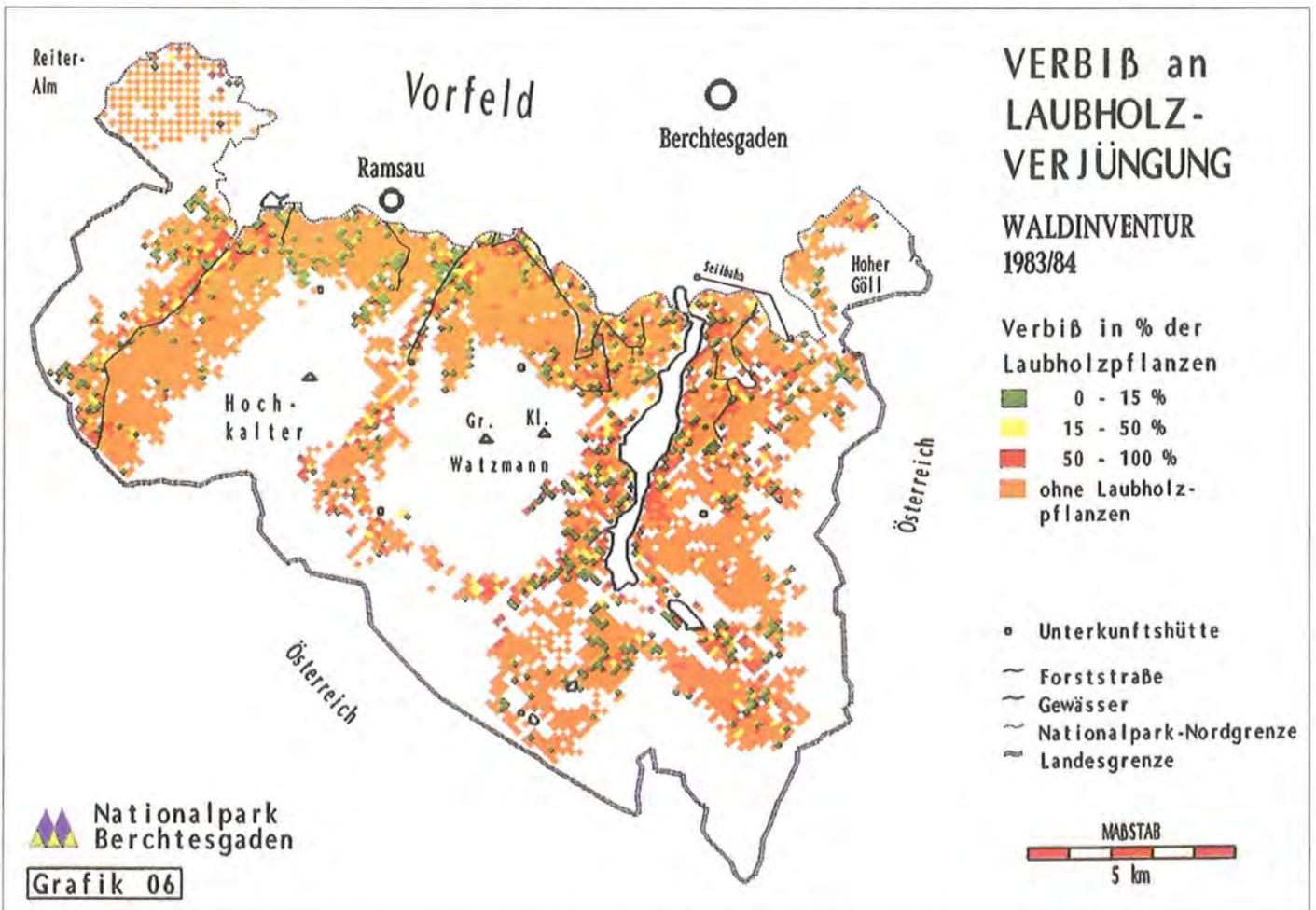


Abb. 22: Verbreitung der Verbißschäden an Laubholzverjüngung im Nationalpark Berchtesgaden, Waldinventur 1983/84 (aus RALL, 1990).

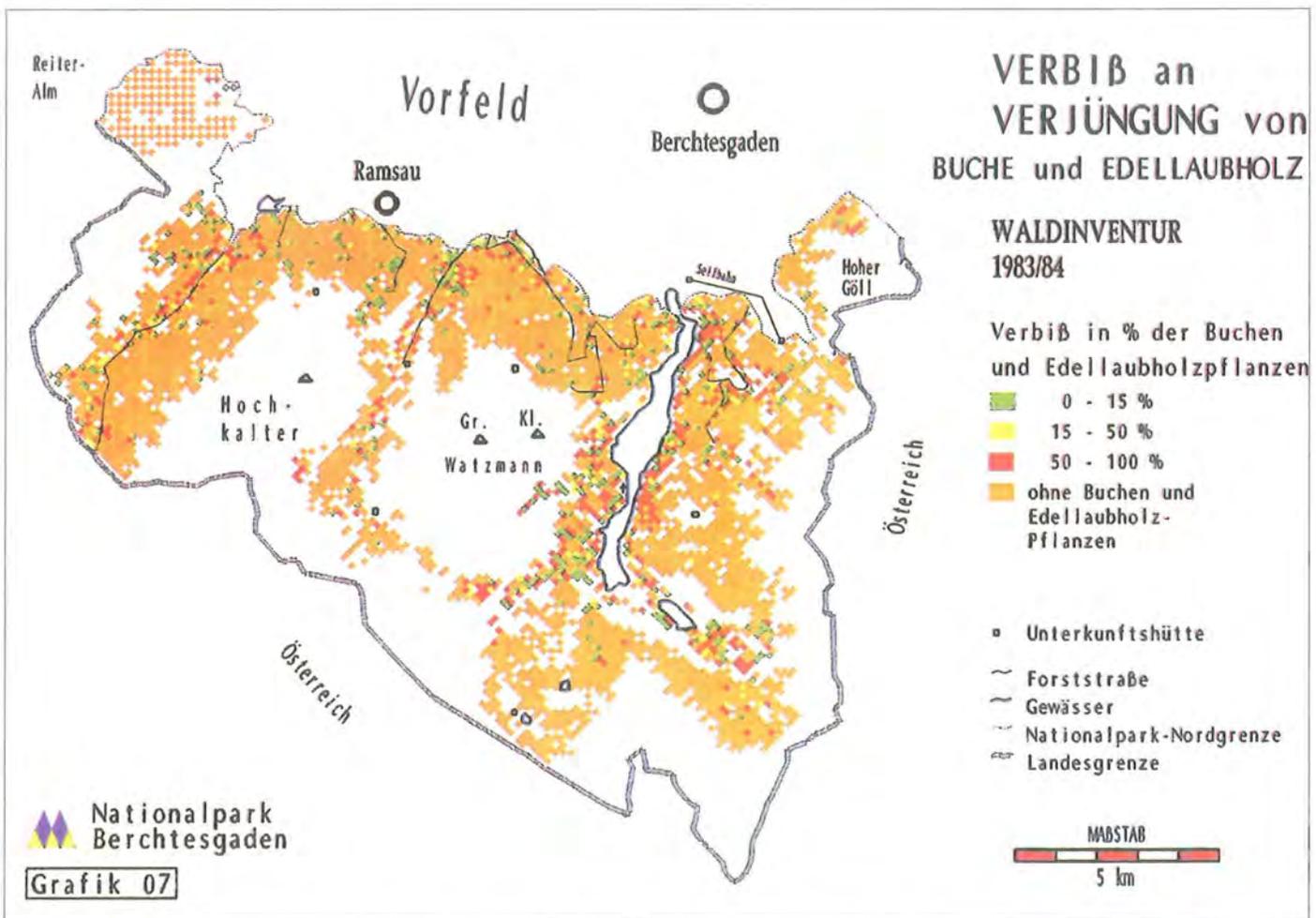


Abb. 23: Verbreitung der Verbißschäden an Verjüngung von Buche und Edellaubholz im Nationalpark Berchtesgaden, Waldinventur 1983/84 (aus RALL, 1990).

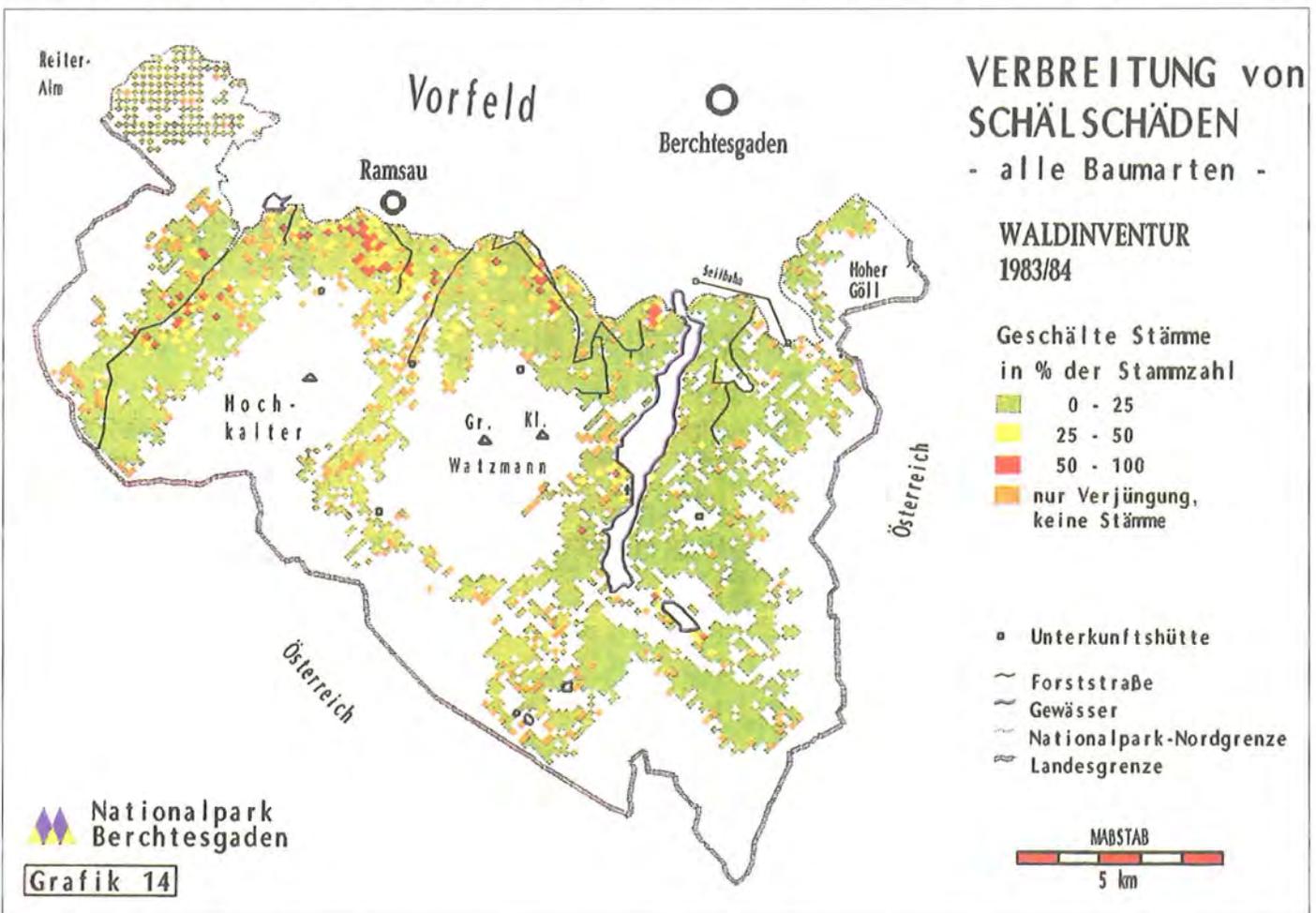


Abb. 24: Verbreitung der Schältschäden an allen Baumarten im Nationalpark Berchtesgaden, Waldinventur 1983/84 (aus RALL, 1990).

wildes und die aktuelle Waldschadensverteilung berücksichtigenden Rotwildmanagements überdacht und nach Möglichkeit korrigiert werden. Der selektive Abschluß individuell ansprechbarer männlicher Hirsche mit bekanntem Sommerbestand könnte im Winter durchgeführt werden.

Im Gebiet Königssee erscheint die Bejagung insbesondere während der Herbstwanderung von den Sommer- zu den Wintereinständen problematisch. Möglicherweise wird dadurch ein zügigeres Hinunterwechseln in den Bereich der Fütterungen verhindert. Die in den Zwischeneinständen vorhandenen starken Waldschäden und das Verhalten der beiden Eckau-Hirsche, die bei intensiverem Jagddruck im Spätherbst

wieder in höhere Lagen wechselten, sind zumindest ein starkes Indiz dafür.

Neben der Zeit der Bejagung spielt nicht nur die Anzahl der Stück Rotwild, die im Rahmen der Bestandsregulierung erlegt werden, sondern besonders auch der ganz konkrete Abschlußort eine entscheidende Rolle, indem dadurch gezielt bestimmte Traditionen gefördert bzw. unterbunden werden. Nur auf diese Weise ist eine homogenere Verteilung des Rotwildes in dem gesamten Lebensraum des Nationalparks Berchtesgaden zu erreichen, was mit einer Vergrößerung des Lebensraumes und einer ökologisch definierten Verringerung der Bestandsdichte gleichzusetzen ist.

## 6 Zusammenfassung

In den Jahren 1987 bis 1989 wurde im Nationalpark Berchtesgaden das Raumnutzungsverhalten des Rotwildes annähernd flächendeckend in fünf Untersuchungsgebieten mit radiotelemetrischen Methoden untersucht. Für 20 männliche und 16 weibliche Stück Rotwild wurden insgesamt 4329 Standortbestimmungen durchgeführt und mit landschaftscharakterisierenden Datenstrukturen eines Geographischen Informationssystems (GIS) verknüpft.

Auf dieser Datenbasis wurde das jahreszeitliche Verteilungsmuster des Rotwildes in unterschiedlichen Höhenstufen ermittelt. Dabei zeigten sich besonders gebietstypische, von der Topographie des Geländes abhängige Unterschiede.

Für die raumbezogene Auswertung wurde mit Hilfe des GIS ein nutzungs- und ressourcenorientiertes Homerangekonzept entwickelt, das eine flächenorientierte und die Nutzungsdynamik des Rotwildes berücksichtigende Habitatanalyse erlaubt.

Die Größe der für 30 Stück Rotwild ermittelten Sommer- und Herbsthomeranges beträgt im Durchschnitt ca. 190 ha und ist unabhängig vom Alter oder dem Geschlecht der Tiere. Sowohl männliche als auch weibliche Tiere zeigen gegenüber ihren Sommerhomeranges eine große Standortstreue.

Entsprechend der hohen Anpassungsfähigkeit des Rotwildes läßt sich für den gesamten Nationalpark keine generelle Bevorzugung bestimmter Landschaftstypen feststellen. Die für die Einzelgebiete typischen Lebensraumansprüche werden dargestellt. Die Auswertung der Habitatnutzung nach Waldgesellschaften und Waldentwicklungsphasen zeigt, daß überwiegend laubholzreiche Wälder bevorzugt und besonders Altbestände im gesamten Gebiet als Einstände genutzt werden.

Auf der Basis der beobachteten Nutzungshäufigkeiten der verschiedenen Landschaftstypen wurden für den Nationalpark und das nördlich angrenzende Vorfeld nutzungsbezogene Verbreitungskarten erstellt, deren flächenstatistische Auswertung für eine Bestimmung der Rotwildichte herangezogen wurde.

Bestandsregulierende Maßnahmen, die das spezifische Raum-Zeit-System des Rotwildes und die aktuelle Waldschadensverteilung im Nationalpark Berchtesgaden berücksichtigen, werden diskutiert.

## 7 Danksagung

An dieser Stelle ist allen Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden zu danken, insbesondere Herrn Dr. Zierl und Herrn Dr. d'Oleire-Oltmanns, die das Rotwildprojekt initiiert, finanziell ermöglicht und darüber hinaus kritisch begleitet haben.

Für die Begutachtung der in dem Rahmen des Rotwildprojektes durchgeführten Diplomarbeit gilt unser Dank Herrn Prof. Dr. Adam (Universität Salzburg).

Für die sprichwörtlich unermüdliche Unterstützung bei dem Fang und dem Markieren des Rotwildes ist ganz besonders

Herrn Krüger zu danken, ebenso der Berufsjägerschaft des Nationalparks, die das Projekt darüber hinaus durch ihre Mitarbeit bei der telemetrischen Datenerhebung ganz wesentlich unterstützt hat. Herzlichen Dank an Herrn Gimmelsberger (†), Herrn Gröll, Herrn Obraczka, Herrn Piatke und Herrn Schellmoser, ohne deren das gesamte Rotwildprojekt nicht möglich gewesen wäre.

Die zeitgleiche und umfangreiche Datenaufnahme in den verschiedenen Gebieten des Nationalparks war besonders durch die einsatzfreudige Mitarbeit zahlreicher Biologie- und Forststudenten möglich. Allen Beteiligten möchten wir an dieser Stelle danken.

Nicht zuletzt gilt unser Dank Frau Britta Müller für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

# Habitatnutzung des Rehwildes (*Capreolus capreolus*) im Biosphärenreservat Berchtesgaden

Britta Müller

## 1 Einleitung

Ziel der Untersuchung, die von April bis November 1989 durchgeführt wurde, war es, das Raumnutzungsmuster und die Habitatnutzung des Rehwildes im Biosphärenreservat Berchtesgaden zu analysieren.

Der Versuch, Rehe mit Hilfe von Kastenfallen zu fangen, blieb im Nationalpark aufgrund des milden Winters 1988/89 sowie des Fehlens von Winterfütterungen als geeignete Fangorte erfolglos. Weitere Fangaktionen wurden daher an die Fütterungen des Vorfeldes (Genossenschaftsjagdbereich) verlegt. Insgesamt konnten von neun mit Sendern markierten Rehen, sieben Tiere für acht Monate radiotelemetrisch beobachtet werden (zwei weibliche Tiere verendeten bevor genügend Daten für eine Habitatanalyse vorlagen).

In zahlreichen Arbeiten sind die Standortbestimmungen verschiedener Tierarten in Verbindung mit den Habitatstrukturen ausgewertet worden (WHITMAN et al., 1986; ARTHUR et al., 1989; BERBERICH, 1989; UNSWORTH et al. 1989). GRIF-FITH & PEEK (1989) beschreiben für den Maultierhirsch, LEPTICH & GILBERT (1989) für den amerikanischen Elch die Habitatnutzung und -selektion in Nord-Washington bzw. Maine (USA).

Für das Rehwild untersuchte THOR (1988) die Nutzung verschiedener Vegetationstypen, des Unterwuchses und unterschiedlicher Bodendeckungsgrade im Bayerischen Wald.

Eine statistisch auswertbare Grundlage für die Interpretation der Nutzung artspezifisch relevanter Habitatstrukturen bietet

die Anwendung Geographischer Informationssysteme (vgl. HASLETT, 1990).

Im Rahmen des Umweltprogramms der UNESCO „Man And Biosphere – MAB“ ist im MAB-6-Projekt („Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“) ein solches Geographisches Informationssystem für das Biosphärenreservat Berchtesgaden aufgebaut worden (vgl. D'OLEIRE-OLTMANN, 1984).

Die Aufenthaltshäufigkeit eines Tieres in verschiedenen Bereichen seines Homeanges ist weder zufällig noch gleichmäßig. Vielmehr zeigen Tiere das Bestreben zu bestimmten Zeiten an bestimmten Orten bestimmten Aktivitäten nachzugehen (GEORGII, 1980). Daraus folgt die Notwendigkeit, die Habitatausstattung in Verbindung mit der festgestellten Nutzungsverteilung der Tiere innerhalb ihrer Streifgebiete auszuwerten. Zu diesem Zweck wurde ein Homeangekonzept entwickelt, welches neben der Größe und Form auch die Nutzungs- und Ressourcenverteilung „flächenbezogen“ erfaßt. Dies ermöglicht eine Bewertung der Beobachtungshäufigkeit der Rehe innerhalb unterschiedlicher Gebiete ihrer Homeanges.

Bei der Analyse der Lebensraumnutzung stand die Beantwortung folgender Fragen im Vordergrund:

- welche Habitatstrukturen werden vom Rehwild wie intensiv genutzt?
- sind Unterschiede in der landschaftlichen Ausstattung der verschiedenen Streifgebiete festzustellen?
- lassen sich aufgrund des Raumnutzungsverhaltens der Rehe Habitatansprüche ableiten?
- weist das interne Nutzungsmuster der untersuchten Rehe übereinstimmende charakteristische Merkmale auf?

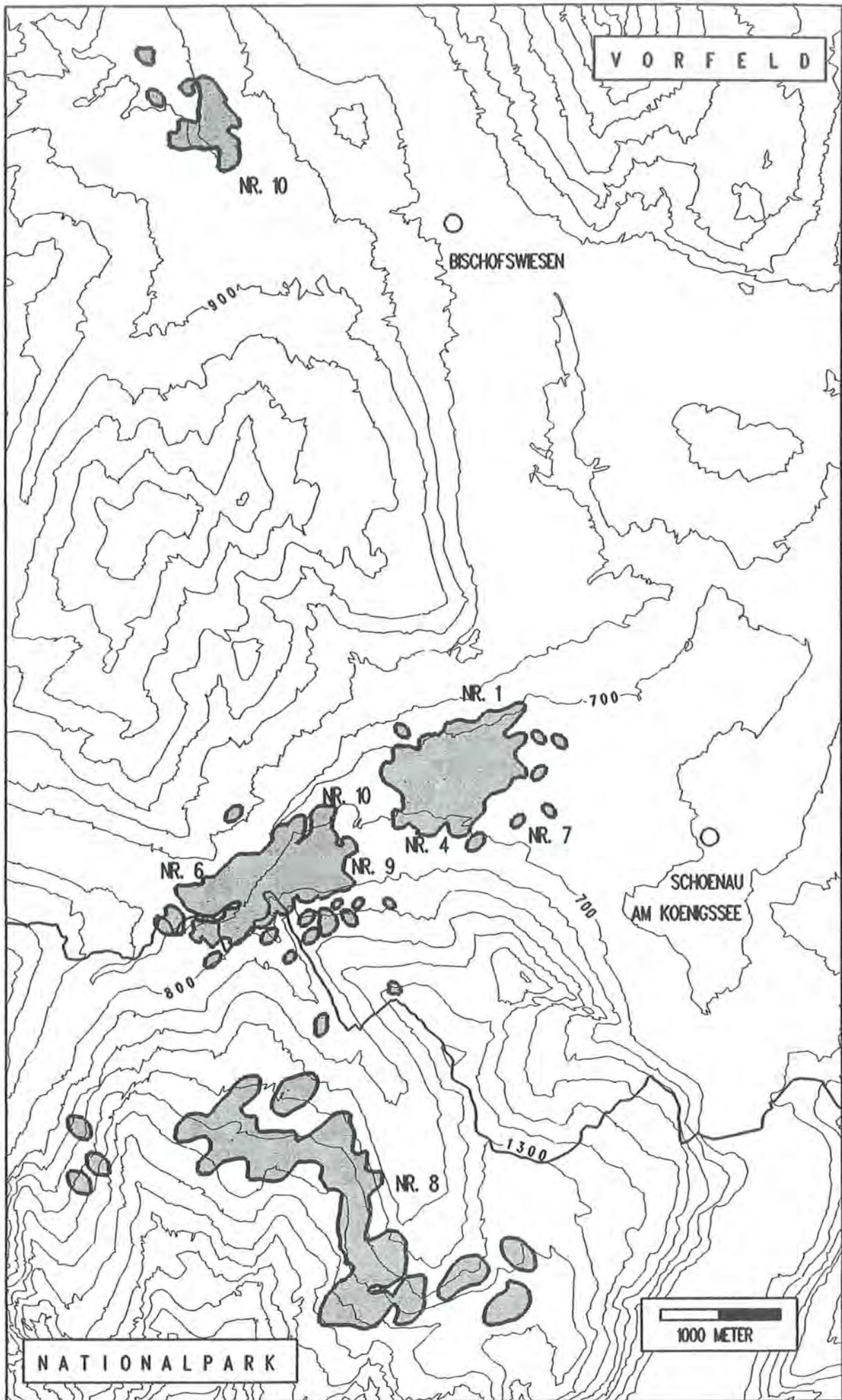


Abb. 25: Lage der Streifgebiete von sieben sendermarkierten Rehen im Biosphärenreservat Berchtesgaden (Höhenlinienkarte mit 100 m-Isohypsen).

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Lage der Streifgebiete

Sieben der beobachteten neun Rehe blieben während des gesamten Untersuchungszeitraumes von April bis November 1989 im Bereich des Fangortes bzw. der Fütterungen (Abb. 25). Ihre Homeranges lagen zwischen 500 und 900 Meter ü. NN an nordwest- bis nordostexponierten Hängen. Zu Beginn des Sommers (3. und 25. Mai) verließen zwei Schmalrehe (Nr. 10, Nr. 2) ihren Wintereinstand in nördliche Richtung. Reh Nr. 10 hielt sich drei Monate lang ca. 6 km westlich von Bischofswiesen/Loipl auf. 14 Tage nach der Brunft kehrte es wieder in den Fütterungsbereich zurück. Reh Nr. 2 wurde 12 km von der Winterfütterung entfernt, im Lattengebirge, tot aufgefunden. Die Daten der Rehe Nr. 2 und Nr. 5 gehen nicht in die Auswertung ein, da beide bereits verendeten, bevor genügend Ortungen für eine Homerangeberechnung vorlagen. Reh Nr. 8 wanderte bei frühlingshaften Wetterverhältnissen am 14. April in höhergelegene Bereiche des Nationalparks, kehrte jedoch bei einsetzendem Schneefall wieder zum Wintereinstand zurück. Vom 11. Mai an wurde es bis zum Ende der Untersuchung wieder in dem bereits im April aufgesuchten Gebiet im Nationalpark in einer Höhenstufe zwischen ca. 1200 und 1500 Meter ü. NN geortet.

Tab. 27

Reh Nr.	Altersklasse	Peilungen (n)	Konvex-Polygon	GRID	Isoplethen	Isoplethen („Absolut“)
1	Schm.	211	66,9	47,5	55,7	41,8
4	Geiß	155	29,0	31,7	37,7	27,6
6	Geiß	176	77,6	45,2	58,3	36,9
7	Jähr.	219	65,9	46,7	52,1	38,5
9	Geiß	199	82,3	42,8	46,7	33,5
10	Schm.	135	117,3	55,4	87,8	35,4
Mittelwert			73,2	44,9	56,4	35,6
± Standardabweichung			28,6	7,7	17,0	4,8
8	Geiß	121	316,9	124,9	173,1	82,3

### 2.2 Größe der Streifgebiete

Tabelle 27 vergleicht die Größen der Gesamthomeranges, die nach den MAM-, Grid- und Isoplethenmodellen berechnet worden sind. Zusätzlich wurden in Tabelle 27 die Isoplethenhomeranges aufgeführt, deren äußerste Begrenzung durch Rasterzellen definiert werden, die maximal eine Beobachtung enthalten („Absolut-Linie“). Das Grid- und Isolinienstreifgebiet von Reh Nr. 8 beruht auf Rasterzellen, die aufgrund der geländebedingt größeren Peilungenaugigkeit 2,4 ha betragen. Da die Homerangegröße mit der Größe der Gridzellen korreliert (MOHR, 1947), ist im weiteren Verlauf diese Geiß gesondert zu betrachten, da die Berechnung der anderen Streifgebiete auf einer Gittergröße von 0,79 ha beruhen.

Die Isolinienstreifgebiete, die durch die „Absolut-Linie“ begrenzt werden, sind signifikant kleiner als die nach den Modellen MAM, Grid und Isoplethen errechneten Flächen (U-Test:  $p = 0,05$ ). Die Größe der Homeranges nach diesen drei

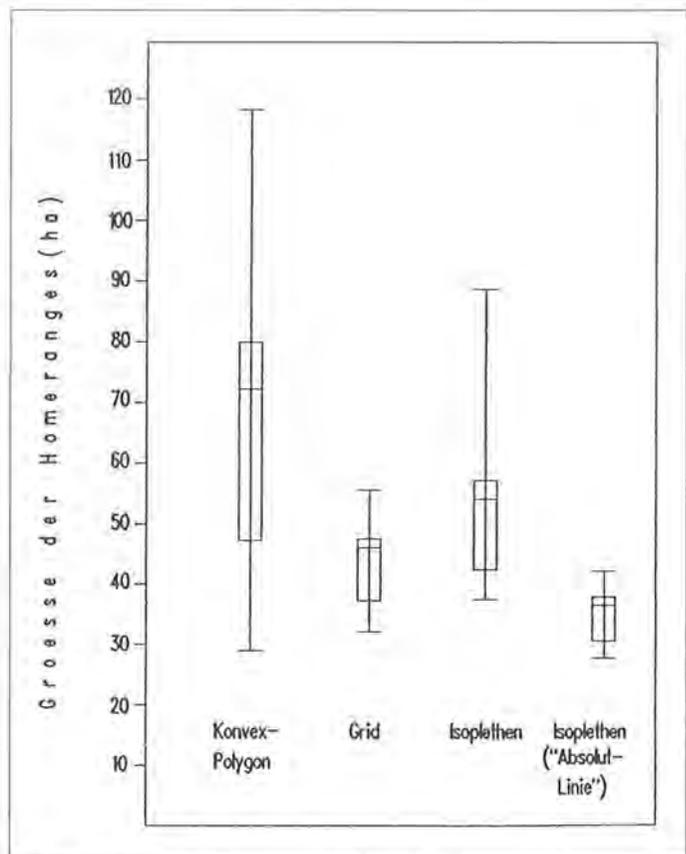


Abb. 26: Verteilung der Homerange-Größen für 6 Rehe (Boxplot-Diagramm: Maximum, 75 %-Quartile, Median, 25 %-Quartile, Minimum).

Methoden berechnet, zeigen keinen signifikanten Unterschied (Abb. 26).

Bei der Analyse der Größe der Homerangefläche in Abhängigkeit von der Anzahl der Beobachtungen stellt ELLENBERG (1978) sowohl im Rehgatter als auch in freier Wildbahn fest, daß nach den ersten 20 Beobachtungen über 80 % des später ermittelten Homeranges erfaßt werden (vgl. Kapitel 4.3, Teil 1).

Die im Zeitraum von einer Woche zwischen dem 7.7. und 13.7.89 erhobenen 392 Daten für 5 Rehe entsprechen im Durchschnitt 41 % der Gesamtbeobachtungen ( $x = 40,8 \pm 5,8$  %). Die Streifgebietsgrößen spiegeln mit etwa 26 ha 54 % der Gesamthomerangefläche wieder ( $x = 54,0 \pm 11,8$  %). (Abb. 27).

Hierbei ist zu berücksichtigen, daß für die Rehe Nr. 6 und Nr. 9 nur 34 % der Gesamtbeobachtungen erhoben worden sind, d. h. bei einer gleichmäßigen Datenaufnahme von 41 % ist von einer noch größeren durchschnittlichen Erfassung der Streifgebietsgröße für diesen einwöchigen Zeitraum auszugehen.

THOR (1988) errechnete für 3 Rehe im Nationalpark Bayerischer Wald im August ein Tageshomerange, das etwa einem Drittel der Fläche des Sommerstreifgebietes entspricht; Anfang Oktober durchstreiften die Tiere ein Fünftel des Homeranges im Zeitraum von 24 Stunden.

### 2.3 Habitatnutzung und Habitatpräferenz

Die Auswertung der Homeranges erfolgt in einer Gesamtbeobachtung für den Untersuchungszeitraum und nach tageszeitlicher Differenzierung.

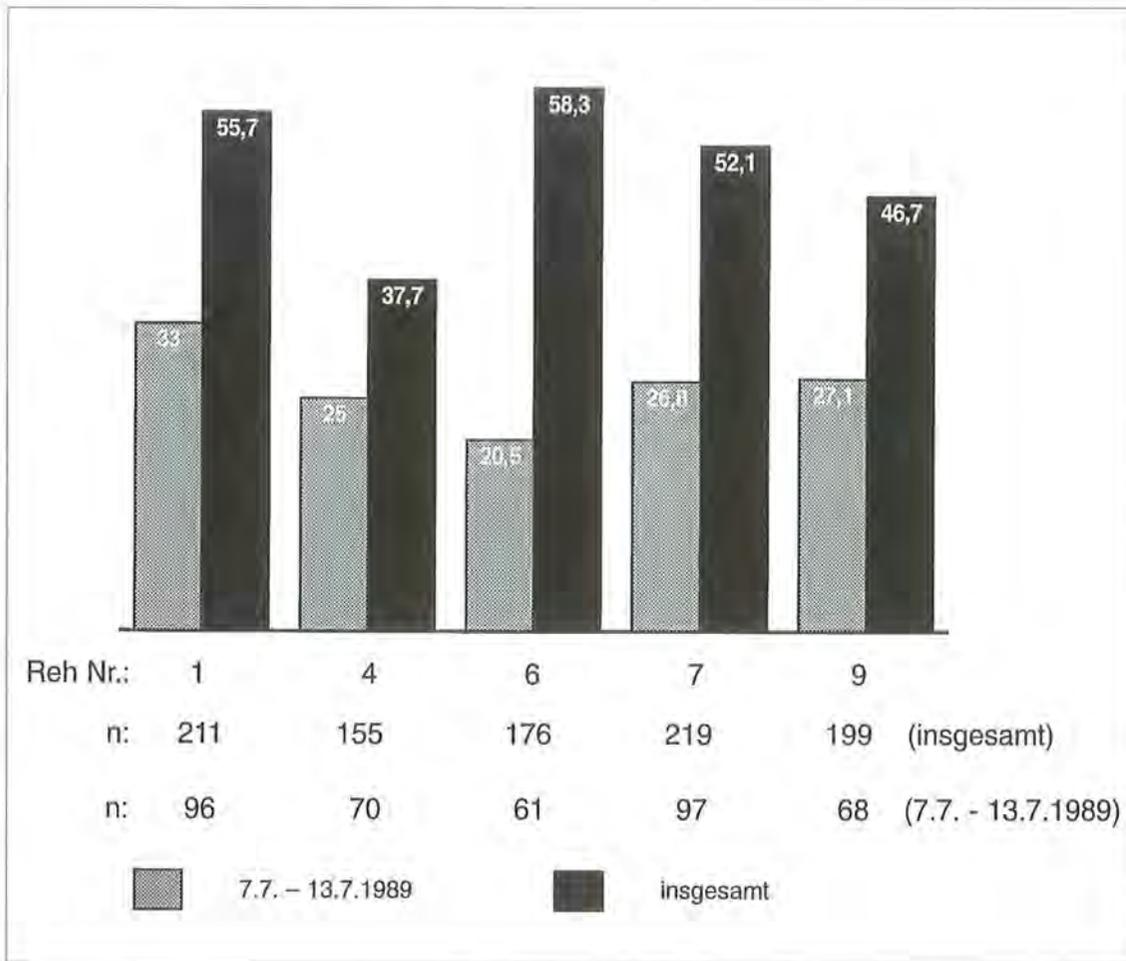


Abb. 27: Größe der Homerange-flächen (ha) in Abhängigkeit von der Anzahl der radiotelemetrischen Standortbestimmungen.

Die Einteilung der Ortungen in Tag- und Nachtzeit erfolgte anhand von Sonnenauf- und Untergangstabellen sowie Diagrammen zur bürgerlichen Dämmerung (Sonnenstand 7° unter Horizont, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Salzburg). Bestimmt wurde diese für die geographische Länge und Breite von Salzburg. Die Dämmerungsphasen wurden bei der Auswertung aufgrund der Standorte der Rehe der Nacht zugerechnet.

Für eine statistische Auswertung der Habitatpräferenzen werden die im GIS verfügbaren Habitatkategorien in Gruppen zusammengefaßt. Die im Untersuchungsgebiet von den Rehen genutzten Realnutzungskategorien sind in Tabelle 28 in aggregierter Form dargestellt.

Die Bonferroni-z-Statistik, die die Bevorzugung bzw. Meidung einzelner Habitatkategorien testet, setzt für alle untersuchten Rehe eine gleiche Erreichbarkeit dieser Habitatstrukturen vor-

Tab. 28

Code der Kategorien	Aggregierter Realnutzungstyp
210	Gewässerbegleitende Nutzungstypen, wie Weidengebüsch, Gehölzsaum
301	Kleinstrukturen, wie Baumgruppen, Hecken, Feldgehölze
420	Bergmischwald
430	Nadelforst (Fichte)
440	Gehölzsukzessionen, Kahlschlag- und Windwurf Flächen
451	Aufforstungen
460	Waldränder
470	Aufgelichteter Nadelwald
500	Alm- und landwirtschaftliche Flächen (Wiesen, Weiden, Hutungen)
600	Straßen und Siedlungsbereich

aus (ALLDREDGE & RATTI, 1986). Da diese Bedingung für Reh Nr. 8 und Nr. 10 (Reh Nr. 10 nur im Sommeraufenthaltsbereich) nicht erfüllt ist, werden sie bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Für die zusammengefaßten Daten der 6 untersuchten Rehe (Reh Nr. 1, 4, 6, 7, 9, 10 (Nr. 10 außer der Sommerdaten)) weist der Chi<sup>2</sup>-Test die Nullhypothese einer zufälligen Verteilung im Raum zurück ( $X^2 = 21,53$ ;  $p < 0,025$ ; 9 df).

Der erwartete Wert für Gehölzsukzessionen und Windwurf-flächen (RNTYP-Code: 440) liegt unterhalb des Konfidenzintervalls um den beobachteten Wert. Diese Flächen werden häufiger aufgesucht als es von der Strukturzusammensetzung der Homeranges zu erwarten wäre. Dementsprechend werden Aufforstungen (RNTYP-Code: 451) und Siedlungsbereiche (RNTYP-Code: 600) gemieden, die erwarteten Werte liegen über dem Konfidenzintervall (Tab. 29).

Tab. 29: Nutzung und Angebot der Realnutzungstypen (über den gesamten Untersuchungszeitraum).

Habitat-kateg.	Pex (Fläche) ha	Pob (n)	Pex relativ	Pob relativ	Konfidenz-Intervall (z= 1.960)	PI
210	20.1	14.9	0.0194	0.0144	0.00713 ≤ p ≤ 0.00216	0.74
301	14.3	15.8	0.0138	0.0153	0.00779 ≤ p ≤ 0.02271	1,10
420	318.1	309.9	0.3070	0.2991	0.27125 ≤ p ≤ 0.32701	0.97
430	218.1	220.1	0.2105	0.2125	0.18754 ≤ p ≤ 0.23736	1.01
440	22.6	33.9	**0.0218	0.0327	**0.02189 ≤ p ≤ 0.04356	1.50
451	69.9	55.3	*0.0675	0.0534	*0.03969 ≤ p ≤ 0.06707	0.79
460	28.7	36.7	0.0277	0.0354	0.02417 ≤ p ≤ 0.04668	1.28
470	11.9	7.2	0.0115	0.0069	0.00189 ≤ p ≤ 0.01201	0.61
500	251.7	279.4	0.2430	0.2697	0.24267 ≤ p ≤ 0.29671	1.11
600	80.8	62.9	*0.0780	0.0607	*0.04617 ≤ p ≤ 0.07526	0.78

\*\* : positive Selektion \* : negative Selektion

Für die Betrachtung der gesamten Habitatkategorien stellt die Bonferroni-z-Statistik keinen signifikanten Unterschied fest. Eine tageszeitlich differenzierte Analyse (Tag:  $X^2 = 16,62$ ;  $p < 0,062$ ; 9 df / Nacht:  $X^2 = 26,29$ ;  $p < 0,001$ ; 9 df) zeigt, daß die beobachteten Rehe am Tag Gehölzsukzessionen bevorzugen und den Siedlungsbereich meiden. Nachts liegen die beobachteten Häufigkeiten auf Wiesen und Weiden signifikant über den Erwartungswerten; Fichtenforste werden geringer genutzt als erwartet (Bonferroni-z-Statistik:  $p = 0,05$ ;  $z = 1,960$ ;  $z = 2,807$ ).

Da die Homeranges von jeweils 3 Rehen (Nr. 1, 4 und 7 bzw. Nr. 6, 9 und 10) große Überschneidungen zeigten, diese beiden Dreiergruppen aber räumlich voneinander getrennt waren, schien es sinnvoll zu untersuchen, ob sich zwischen diesen beiden Gruppen unterschiedliche Habitatpräferenzen feststellen lassen.

Die Gruppe 1 (Reh-Nr. 1, 4 und 7) bevorzugt am Tag Gehölzsukzessionen und meidet Wiesen und Weiden; die drei Rehe der Vergleichsgruppe 2 (Reh-Nr. 6, 9 und 10) präferieren Waldränder. Nachts ist für die erste Gruppe eine positive Selektion der landwirtschaftlichen Flächen festzustellen (z-Statistik  $p = 0,05$ ).

Für Gruppe 2 stellt der  $\chi^2$ -Test in der Nacht keinen signifikanten Unterschied in der Nutzung der Habitatkategorien im Vergleich zum Angebot fest. Einen Aufschluß über die unterschiedliche Nutzung der Habitatstrukturen dieser beiden Gruppen liefert die Interpretation von Abb. 28 und 29, die die Ausstattung der Streifgebiete und die Nutzung der einzelnen Kategorien für den Tag (Abb. 28) und die Nacht (Abb. 29) darstellen.

Hierbei ist auffällig, daß Gruppe 2 mit 1,7 %, gegenüber 10,7 % bei Gruppe 1, einen deutlich geringeren Anteil an Siedlungsstrukturen im Streifgebiet enthält. Der daraus resultierende geringere anthropogene Einfluß auf die ursprünglich tagaktiven Tiere (BUBENIK, 1960) äußert sich neben einer Bevorzugung der Waldränder, in einer weitaus stärkeren Nutzung (18,7 %) der nahrungsreichen Wiesen am Tag, die 17,6 % der Tageseinstandsfläche ausmachen. Bei Gruppe 1, die am Tag die Freiflächen meidet (Nutzung der Wiesen 3 %), liegen etwa 50 % der Nachtortungen in diesem Bereich. Die Rehe der 2. Gruppe sind demgegenüber nachts nur zu etwa 37 % auf den Wiesen anzutreffen. Häufiger noch nutzen sie den angrenzenden Bergmischwald (46,5 %). In dem anthropogen stärker beeinflussten Gebiet der Gruppe 1 läßt die Raumnutzung scharf voneinander getrennte Tages- und Nachteinstände erkennen, wobei zur Nahrungsaufnahme vornehmlich die Dämmerung und Nacht gewählt wird und tagsüber die Ruhe und Deckung bietenden Rückzugsflächen genutzt werden (vgl. PRIOR, 1968). Eine solch strenge tageszeitliche Differenzierung der Raumnutzung läßt sich für die Vergleichsgruppe nicht feststellen.

## 2.4 Potentielle Verbreitung des Rehwildes im Biosphärenreservat Berchtesgaden

In die Rechenvorschrift zur Erstellung einer potentiellen Verbreitungskarte des Rehwildes im gesamten Biosphärenreservat Berchtesgaden geht eine Bewertung der Nutzung in zwei Kategorien ein:

1. geringe bis mittlere Nutzung:  $< 3$  % der Gesamtbeobachtungen pro Landschaftstyp (RNTYP),
2. starke Nutzung:  $> 3$  % der Gesamtbeobachtungen pro RNTYP.

Dabei ergeben sich die Angaben aus dem Mittelwert der errechneten Beobachtungen aus den Isoplethenhomeranges aller Rehe, bei denen der jeweilige Landnutzungstyp vorkam. Als Höhenbegrenzung wurde die 1700-Meter-Isophyse gewählt. Flächen mit einer Hangneigung über 50 Grad wurden nicht berücksichtigt. Diese höhen- und neigungsabhängigen Einschränkungen ergeben sich aus der Analyse einer Verknüpfung aller radiotelemetrischer Ortsbestimmungen mit den im Geographischen Informationssystem gespeicherten Landschaftsdaten.

Die Auswertung der potentiellen Verbreitungskarte ergibt, daß etwa 60 % des Biosphärenreservats von Rehen genutzt werden können. 52 % entfallen dabei auf die Kategorie „starke Nutzung“. Im Nationalpark sind ca. 36 % der Fläche als vom Reh „potenziell genutzt“ anzusehen. Diese Gebiete beschränken sich auf die Tallagen des Wimbach- und Hirschbichtals, den Grenzbereich zum Vorfeld sowie östlich und westlich des Königsees (Abb. 30). Etwa 70 % der Fläche des Vorfeldes werden stark genutzt. Ca. 10 % der Fläche werden als gering bis mittel genutzt eingestuft. SCHRÖDER (1977) beschreibt für das Biosphärenreservat Berchtesgaden die Verteilung des Rehwildes zu etwa 90 % im Vorfeld und ca. 10 % im Nationalpark.

## 2.5 Zur Verbißsituation in einem Rehlebensraum

Im Rahmen der Waldinventur wurden die 8100 ha Waldfläche des Nationalparks erfaßt. Die Stichprobendichte beträgt 1 Aufnahmepunkt auf 2 ha (RALL, 1990).

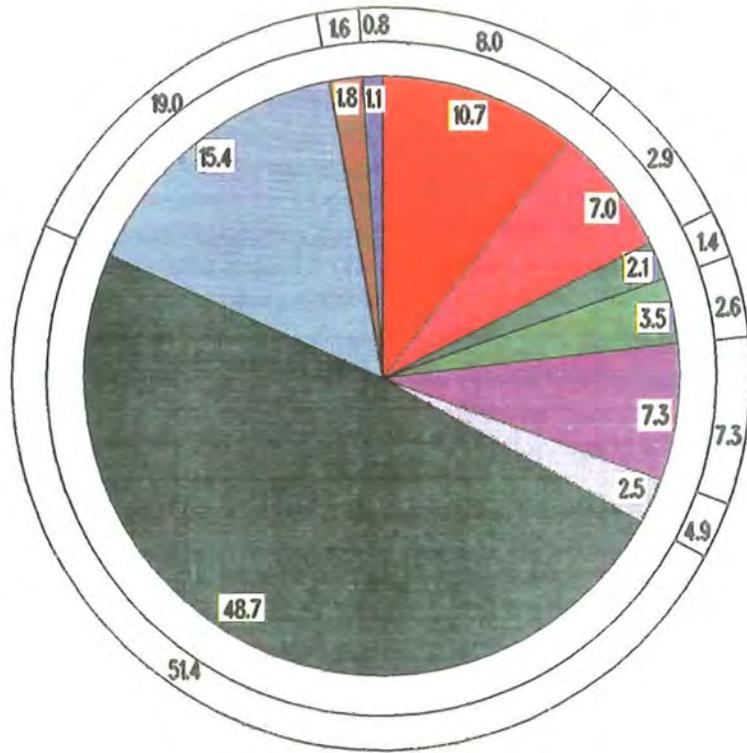
93,7 % der Homerangefläche von Reh Nr. 8 liegen innerhalb der Stichprobenfläche, wobei 92,7 % der Beobachtungspunkte mit Informationen aus den forstlichen Karten kombiniert werden können.

Die Beobachtungshäufigkeit von Reh Nr. 8 ist im Hinblick auf die Verteilung der Verbißschäden an Jungpflanzen innerhalb des Homeranges analysiert worden. Die Nutzung der verschiedenen Kategorien durch Geiß Nr. 8 erfolgt im Vergleich mit 3 Stück Rotwild (Abb. 31). Für die 3 weiblichen Tiere sind im Rahmen des Rotwildprojektes in den Jahren 1987 bis 1989 292 Beobachtungspunkte telemetrisch erhoben worden (BERBERICH, 1990).

Der U-Test weist für die Verbißbelastung (an Jungpflanzen aller Baumarten) zwischen Reh- und Rotwildstreifgebiet keinen signifikanten Unterschied aus. Der Flächenanteil der 4 Verbißklassen entspricht der Nutzungsverteilung der Tiere im Homerange.

Auffällig ist, daß das Reh im Bereich mit mehr als 50 % Verbiß sehr selten anzutreffen ist (1,9 % der Beobachtungen), wohingegen Rotwild diese Areale mit 9,6 % intensiver frequentiert. Ca. 28 % (bei Reh Nr. 8) bzw. etwa 42 % (beim Rotwild) der untersuchten Flächen weisen keine Verjüngung auf, wobei Verbißschäden entsprechend der Waldinventuranweisung erst ab einer Pflanzenhöhe von 20 cm aufgenommen wurden (RALL, 1990).

Gruppe 1



- Gewässerbegleitende Nutzungstypen
- Kleinstrukturen
- Bergmischwald
- Nadelforst (Fichte)
- Gehölzsukzession
- Aufforstungen
- Waldränder
- Aufgelichteter Nadelwald
- Alm-/Landwirtschaftl. Flächen
- Siedlung

Gruppe 2

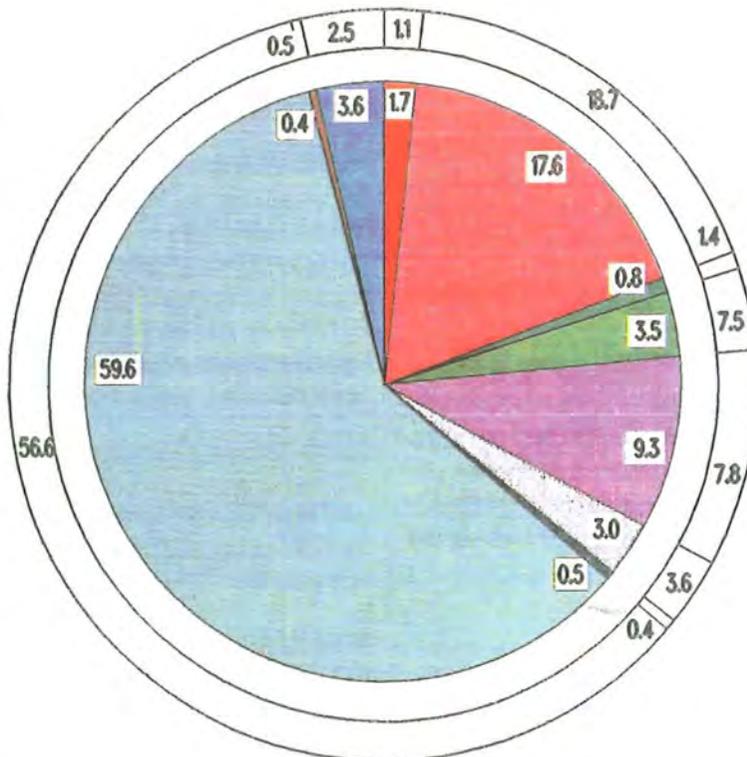
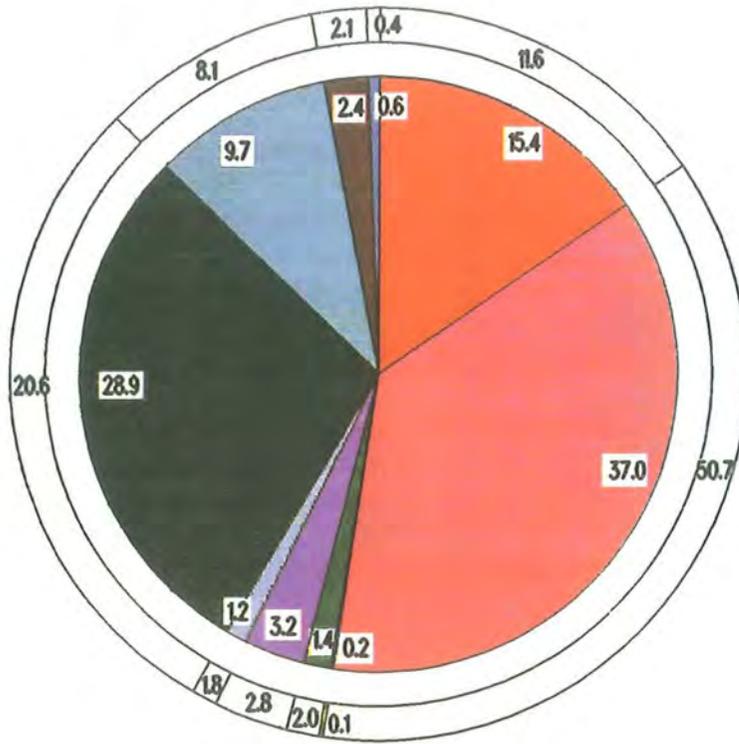


Abb. 28: Zusammensetzung der Tageseinstände (%) von Gruppe 1 (Reh Nr. 1, 4, 7) und Gruppe 2 (Reh Nr. 6, 9, 10): innerer Kreis – und deren Nutzung (%) – äußerer Kreis.

# NACHT

Gruppe 1



- Gewässerbegleitende Nutzungstypen
- Aufforstungen
- Kleinstrukturen
- Waldränder
- Bergmischwald
- Aufgelichteter Nadelwald
- Nadelforst (Fichte)
- Alm-/Landwirtschaftl. Flächen
- Gehölzsukzession
- Siedlung

Gruppe 2

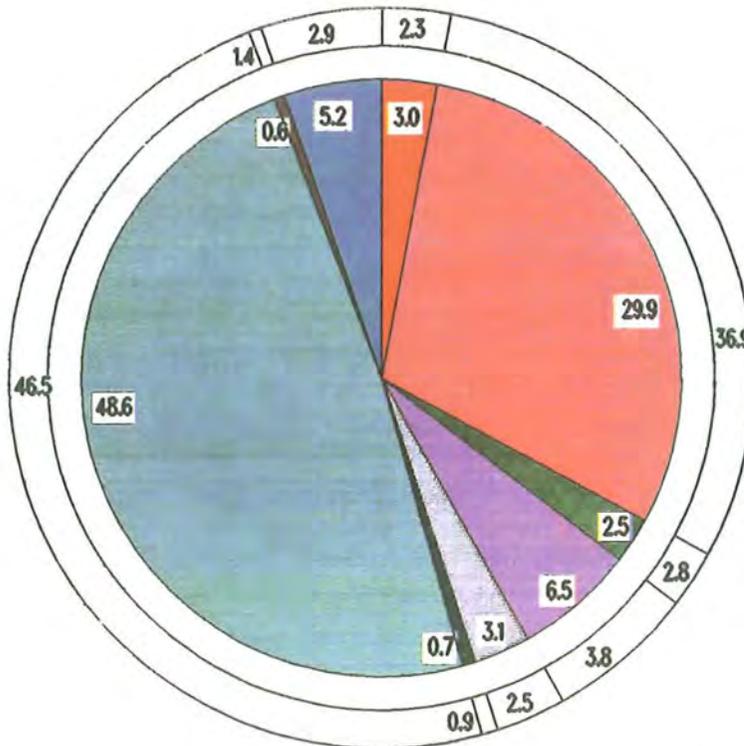


Abb. 29: Zusammensetzung der Nachteinstände (%) von Gruppe 1 (Reh. Nr. 1, 4, 7) und Gruppe 2 (Reh. Nr. 6, 9, 10): innerer Kreis – und deren Nutzung (%) – äußerer Kreis.

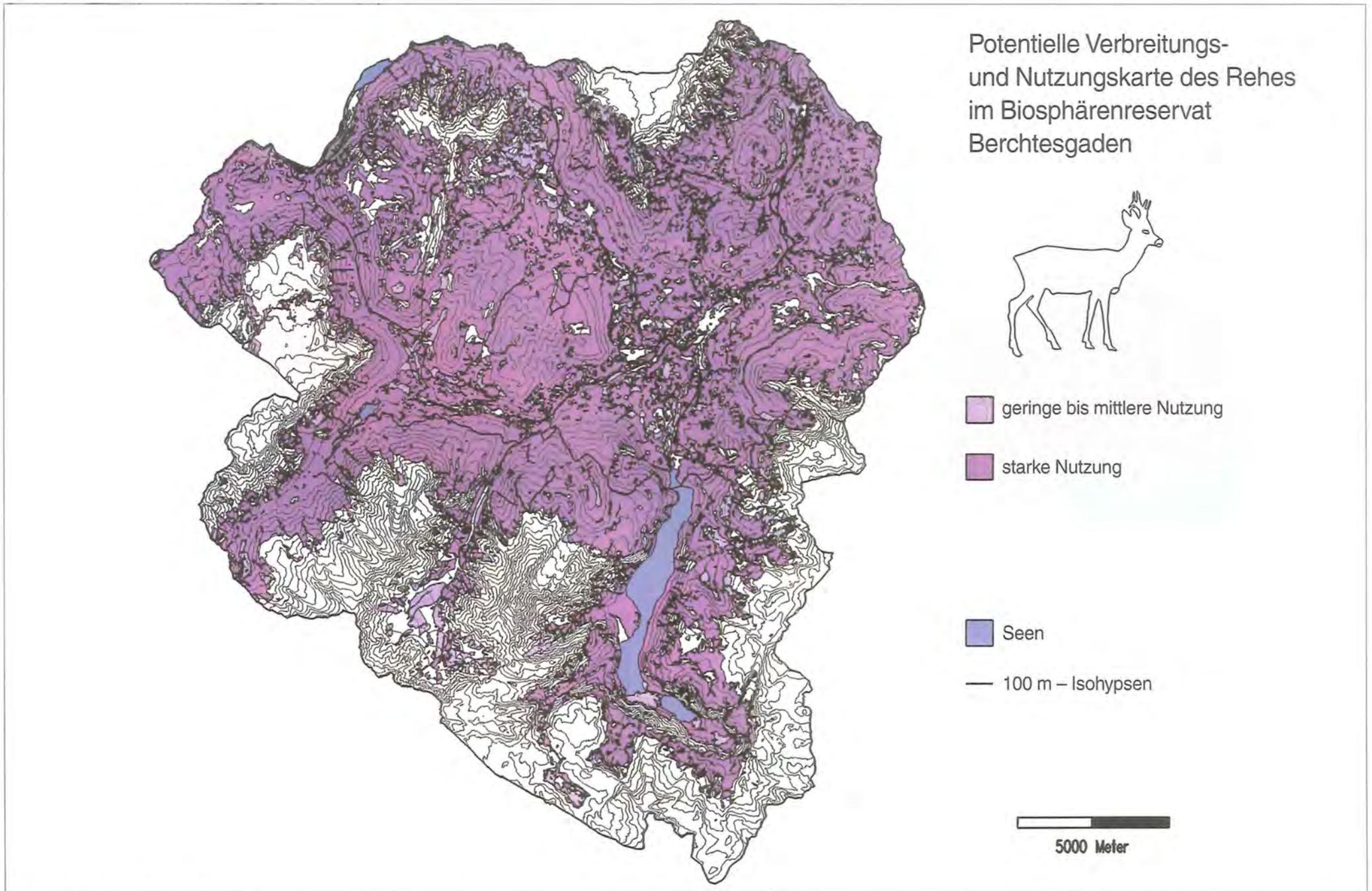


Abb. 30: Potentielle Verbreitungs- und Nutzungskarte des Rehwildes im Biosphärenreservat Berchtesgaden.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die Angaben auf einem Vergleich von nur einem Reh und drei Stück Rotwild beruhen, weshalb die Ergebnisse bei dem ausgeprägt individuellen Charakter der beiden Tierarten (vgl. VON BAYERN, 1975) nur als Untersuchungsanregung für weitere Arbeiten dienen können.

## 2.6 Nutzungsdynamische Muster innerhalb der Homeranges

Mit der Erfassung der individuellen Nutzungsverteilung der Rehe durch das Isolethenmodell stellt sich die Frage, ob sich daraus ein artspezifisches Raumnutzungsverhalten ableiten läßt. Um dies festzustellen, wurde die Nutzungsintensität in 4 Klassen eingeteilt:

1. Klasse: < 3 % aller Beobachtungen pro Rasterzelle
2. Klasse: > 3 – 6 % aller Beobachtungen pro Rasterzelle
3. Klasse: > 6 – 9 % aller Beobachtungen pro Rasterzelle
4. Klasse: > 9 % aller Beobachtungen pro Rasterzelle

Für jedes Reh wird der Flächenanteil ( $P_{ex}$ ), den jede Nutzungsklasse am Homerange einnimmt, bestimmt. Zusätzlich werden die Beobachtungshäufigkeiten ( $P_{ob}$ ) für jede Nutzungsklasse aufaddiert und dem Flächenanteil gegenübergestellt. Die auf der Basis von Nutzungsrängen berechneten Homeranges spiegeln in Abhängigkeit von der gewählten Intervallbreite eine quasikontinuierliche Verteilungen der

Raumnutzung wieder. Die Raumnutzung läßt deutlich von der Gesamthomerangefläche abgehobene Nutzungszentren erkennen (Tab. 30; Abb. 32 – 34).

Ca. 85 % der Homerangeflächen ( $x = 84,5 \pm 6,3$  %) werden zu maximal 3 % pro Rasterzellenfläche genutzt. Innerhalb dieser Fläche liegen etwa 55 % aller Beobachtungen ( $x = 54,6 \pm 8,95$  %). Ein sehr kleines Areal (ca. 1,4 % der Gesamtfläche) ist mit etwa 9 % aller Beobachtungen ( $x = 9,2 \pm 5,2$  %) als Nutzungszentrum anzusehen (Klasse 4: > 9 % der Beobachtungen pro Rasterzelle). Es besteht ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen der Größe einer Fläche und der Intensität, mit der diese genutzt wird.

Tab. 30: Beobachtungshäufigkeiten ( $P_{ob}$ ) und Flächenanteil ( $P_{ex}$ ) für 4 willkürlich eingeteilte Nutzungsklassen.

Nutzungsklasse:	≤ 3 %		> 3 – 6 %		> 6 – 9 %		> 9 %	
	Pex	Pob	Pex	Pob	Pex	Pob	Pex	Pob
1	91.0	62.4	6.9	18.6	0.8	4.7	1.3	14.3
4	74.9	40.1	18.8	37.4	5.1	18.9	1.2	5.6
6	89.4	61.0	8.4	24.5	1.3	6.6	1.0	7.9
7	86.8	53.3	9.5	25.2	2.2	10.4	1.5	11.0
8	89.6	65.4	8.0	21.7	2.2	10.7	0.2	1.5
9	81.2	52.1	16.8	40.3	2.0	7.7	–	–
10	78.5	47.8	15.0	27.5	3.5	9.9	3.1	14.8

Pex: Fläche pro Nutzungsklasse (%)

Pob: Beobachtungshäufigkeit pro Nutzungsklasse (%)

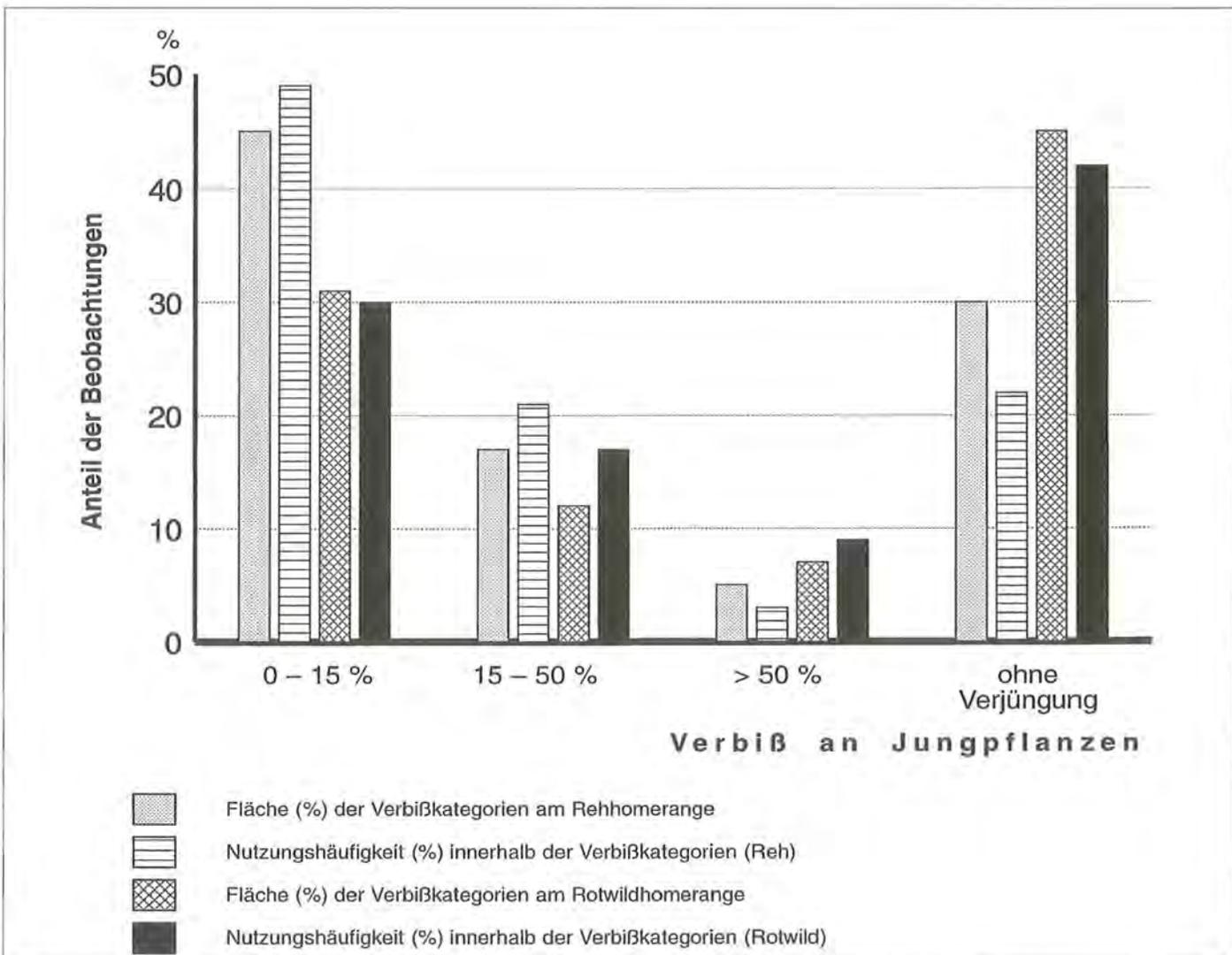


Abb. 31: Verteilung der Verbißkategorien im Homerange eines Rehes und drei Stück Rotwild und deren Nutzungshäufigkeiten.

## 2.7 Analyse intraspezifischer Homerangeüberlappung

Nachdem das nutzungsorientierte Homerangekonzept zur Analyse der räumlichen Beziehungen der Rehe zu ihrer Umwelt beschrieben wurde, soll im folgenden dieser methodische Ansatz zur Beurteilung intraspezifischer Korrelationen angewandt werden.

Die räumliche Überlappung zweier Homeranges, die MACDONALD et al. (1980) auch als statische Interaktion definieren, wird mit folgender Formel berechnet:

$$S_{1,2} = \frac{A}{A_1} \quad \text{und} \quad S_{2,1} = \frac{A}{A_2}$$

$S_{1,2}(2,1)$ : statische Interaktion zwischen Individuum 1 und 2 (2 und 1)

A : Überlappungsfläche (ha)

$A_1$ : Gesamthomerangefläche des Individuums 1 (ha)

$A_2$ : Gesamthomerangefläche des Individuums 2 (ha)

Im Vergleich hierzu kann der Überlappungsgrad der Isolethenhomeranges nutzungsbezogen ausgewertet werden:

$$\ddot{U}G_{1,2} = \frac{A_1 * Ef * \sum_{j \in I_1} a_{j1} * j_1}{c * 100}$$

$\ddot{U}G_{1,2}(2,1)$ : Überlappungsgrad des Homeranges von Individuum 1 gegenüber Individuum 2 (2 gegenüber 1)

$A_1$ : Gesamthomerangefläche des Individuums 1 (ha)

$a_{j1}$ : Überlappungsfläche (%) (Individuum 1) bei der Nutzung  $j_1$  (%)

Ef: Ausgleichsfaktor

c: Rasterzellengröße (ha)

Die in Abb. 33 und 34 dargestellten Homeranges der markierten Rehe deuten auf eine starke gegenseitige Durchdringung der Streifgebiete hin. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß nur ein sehr kleiner Teil der im Untersuchungsgebiet lebenden Rehe radiotelemetrisch beobachtet werden konnte.

Tabelle 31 ist folgendermaßen zu interpretieren:

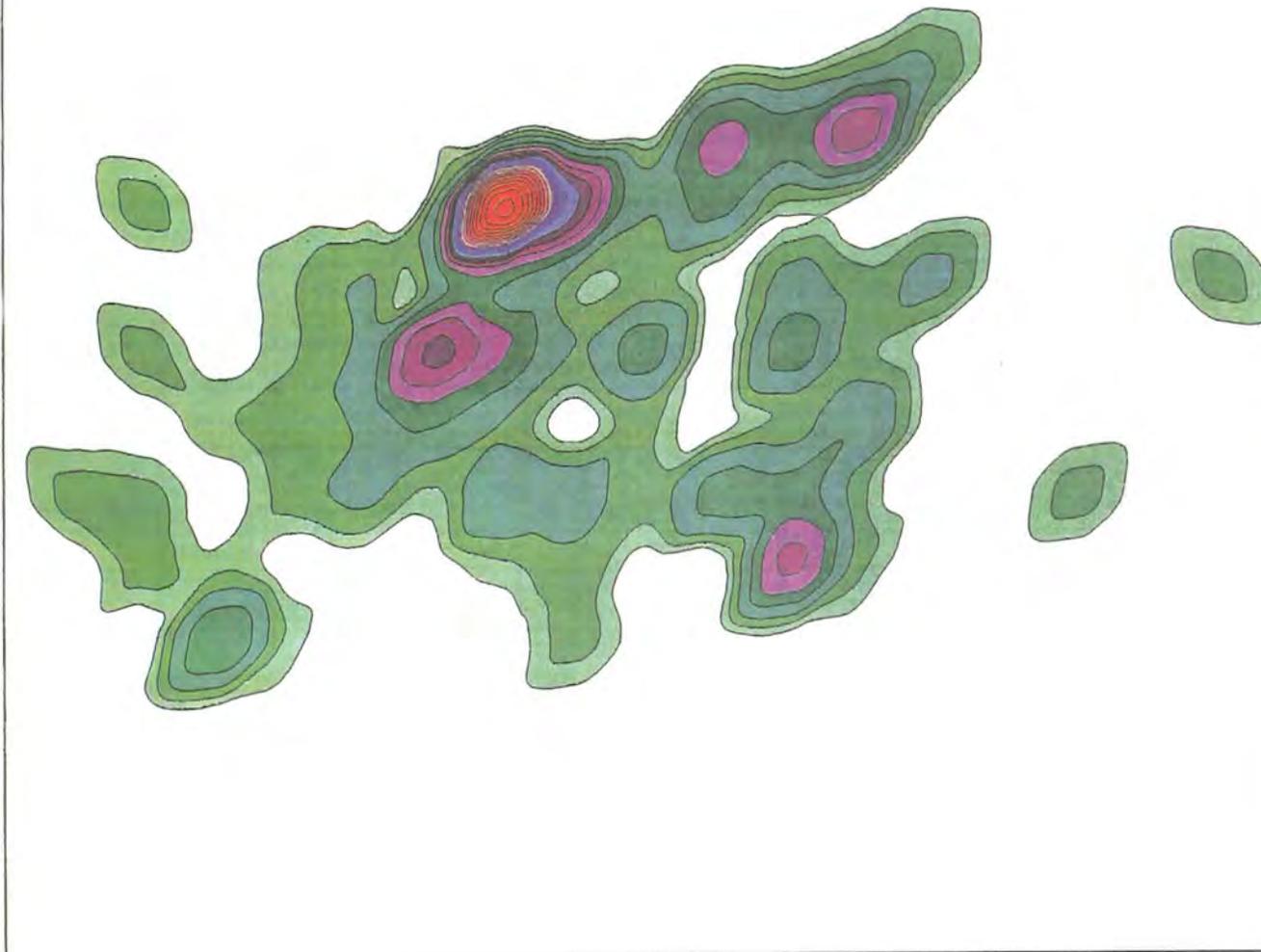
Tab. 31

Individuum		$S_{1,2}$	$\ddot{U}G_{1,2}$	$S_{2,1}$	$\ddot{U}G_{2,1}$
1	2	(%)	(%)	(%)	(%)
*1	4	31,5	22,8	46,5	50,7
1	7	47,1	42,8	50,3	62,4
4	7	57,9	65,5	41,9	37,6
6	9	39,4	58,5	49,2	49,3
6	10	43,2	55,1	42,1	58,4
9	10	46,3	49,0	36,1	40,5

\* 31,5 % des Homeranges von Reh Nr. 1 liegen im Überlappungsbereich des Homeranges von Reh Nr. 4. Diese Fläche wird zu 22,8 % von Reh Nr. 1 genutzt. Von Reh Nr. 4 überlappen 46,5 % der Homerangefläche mit dem von Reh Nr. 1. In diesem Bereich liegen 50 % der Nutzung des Rehes.

Ein signifikanter Unterschied läßt sich zwischen dem Überlappungsgrad und der statischen Interaktion nicht feststellen. Für den Zeitraum vom 7. 7. bis 13. 7. 89 treten zwischen Reh Nr. 1 und Reh Nr. 4 keine Überlappungen auf. Auch die überlappende Nutzung von Geiß Nr. 4 und Jährling Nr. 7 ist in diesem Zeitraum mit ca. 4 % (Nr. 4) bzw. 12 % (Nr. 7) vergleichsweise gering. Reh Nr. 1 und Nr. 7 nutzen wie in der übrigen Zeit den selben Nachteinstand (Wiese), wodurch der Überlappungsgrad von ca. 15 % (Nr. 1) und etwa 46 % (Nr. 7) zu erklären ist. Für die beiden Rehe 6 und 9 läßt sich entsprechend der Gesamthomeranges für die 1-wöchige Beobachtung eine hohe Überlappungsnutzung feststellen (beide ca. zu 25 %).

### Nutzungsverteilung im Homerange von Reh Nr. 1



Nutzungsklasse	Fläche	Beobachtungen
≤ 3	91.0	62.4
> 3 – 6	6.9	18.6
> 6 – 9	0.8	4.7
> 9	1.3	14.3

200 METER

Abb. 32: Die Nutzungsverteilung von Reh Nr. 1 in 4 Klassen (%) dargestellt. Für jede Nutzungsklasse ist der Flächenanteil- und Beobachtungsanteil (%) aufgeführt.

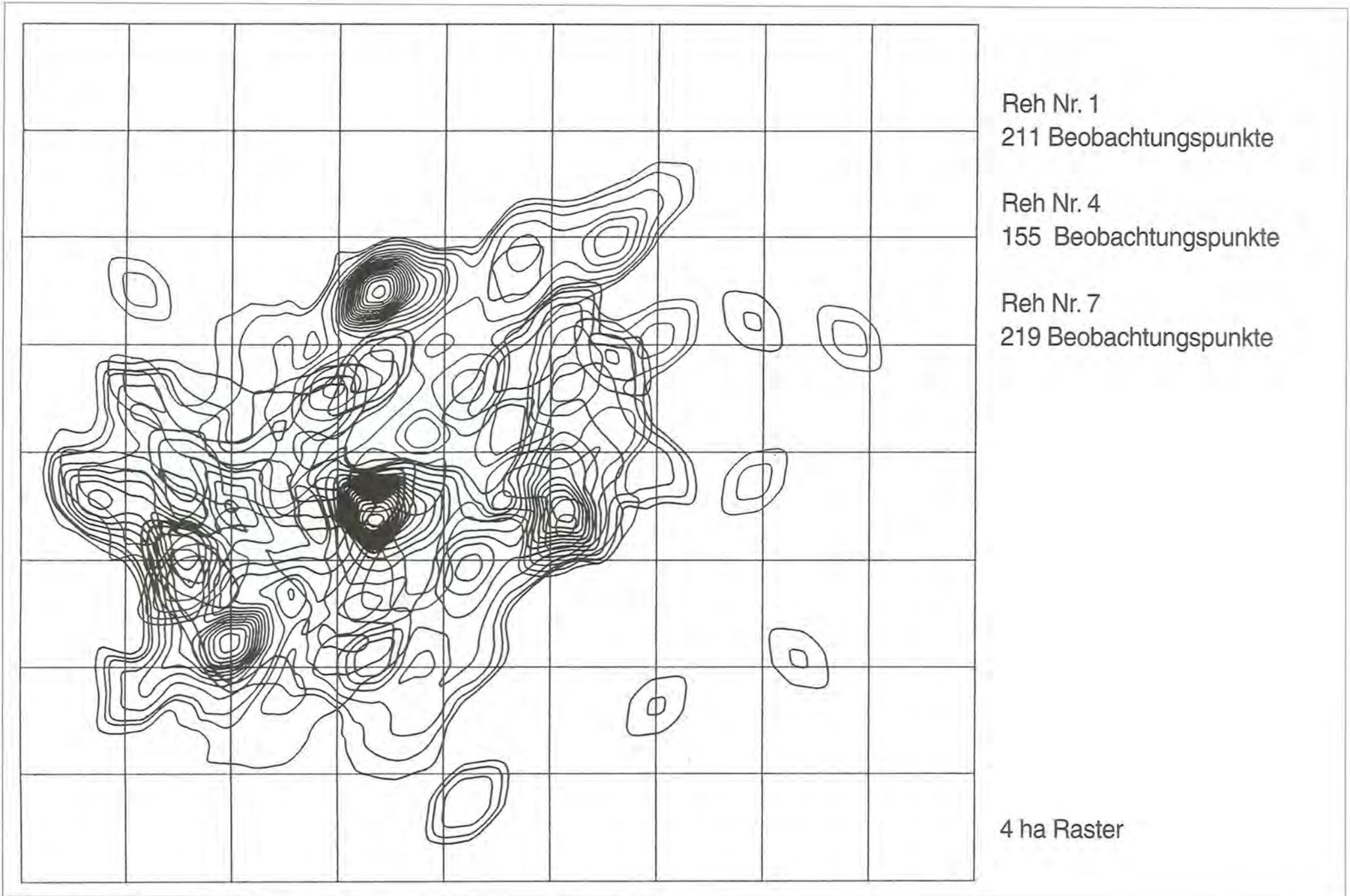
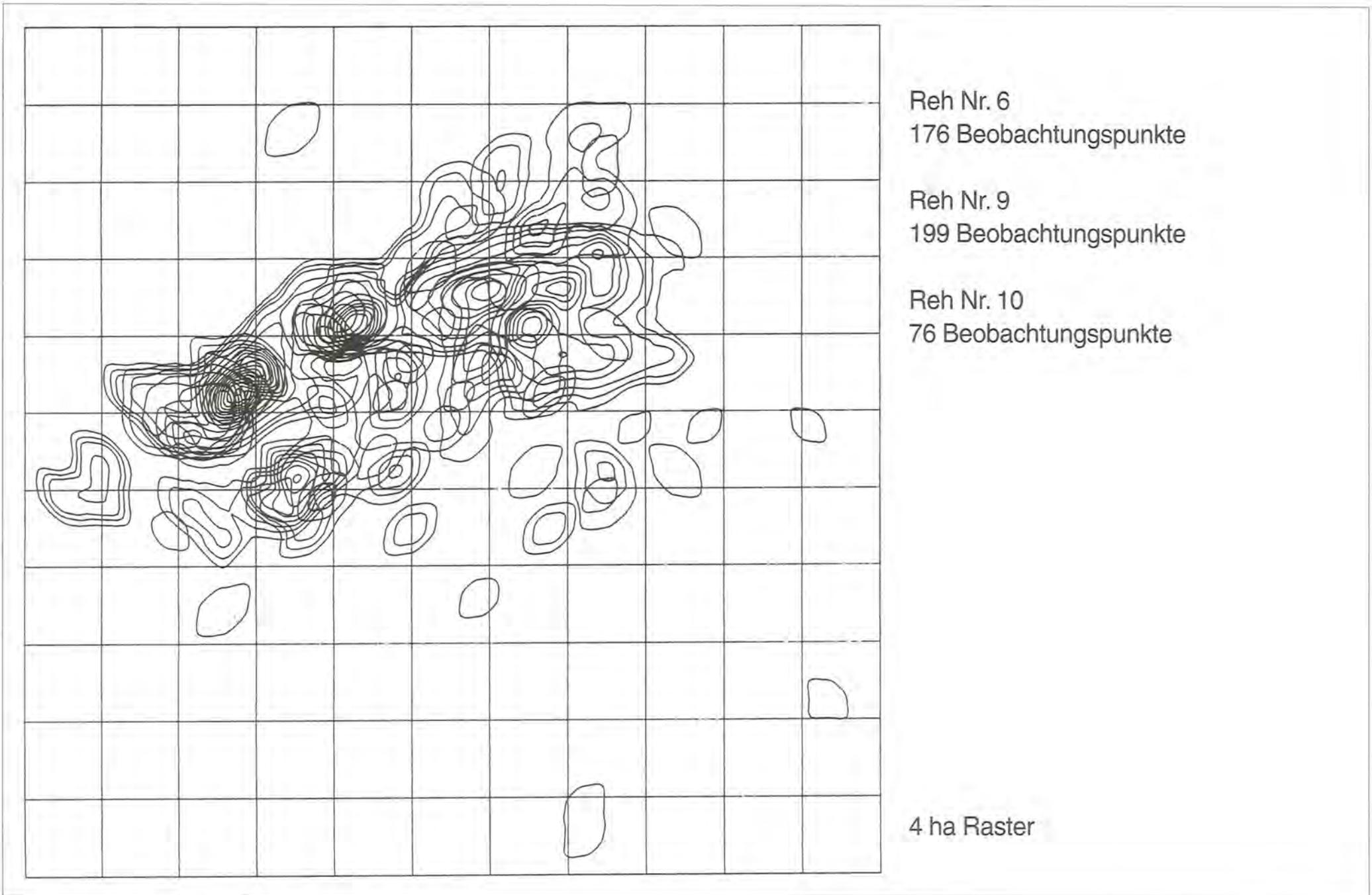


Abb. 33: Streifgebiete der Rehe 1, 4, 7 (Gruppe 1).



## 3 Diskussion

### 3.1 Habitatnutzung des Rehes

ELLENBERG (1979) beschreibt den Zusammenhang zwischen der Verteilung der Rehe im Raum und der individuellen Zugriffsmöglichkeit auf leicht verdauliche Nahrungsquellen (vgl. EISFELD, 1985). Durch saisonale Unterschiede im Nahrungsangebot und -bedarf läßt sich ein „Pulsieren der Homerangegröße im Wechsel der Jahreszeiten“ erkennen (ELLENBERG, 1978).

Die Gesamthomeranges der 7 beobachteten Rehe wurden für den Zeitraum von Mai bis November ermittelt und entsprechen dem Sommer- und Herbststreifgebiet von KURT (1968) und ELLENBERG (1978). Die 3 verwendeten Berechnungsmethoden, die sich nicht signifikant unterscheiden, weisen Streifgebietsgrößen von etwa 52 ha aus.

KURT (1968) „mißt die Sommerwohnräume“ auf 5 bis 30 ha. Für diesen Zeitraum beschreibt KARGER (1989) mit Hilfe des Konvex-Polygons ca. 30 ha große Aktionsräume im Forschungsrevier Hahnebaum in Bozen (Italien). Aufgrund mehrjähriger Beobachtungen stellt ELLENBERG (1978) fest, daß die geschätzten Homeranges mit etwa 11 ha für Böcke und 1,5 bis 3 ha für Geißen im Sommer am kleinsten sind. Eine ebenfalls im Voralpenraum durchgeführte Untersuchung ergibt für beide Geschlechter anhand eines „95 %-Kreises“ ein ca. 50 ha großes Sommerstreifgebiet (ROBIN, 1975). Für den Zeitraum von Juni bis Oktober errechnet THOR (1988) mit der Buffermethode etwa 44 ha große Homeranges.

Bei einem Literaturvergleich werden Größenunterschiede von <10 bis >50 ha für Sommerstreifgebiete deutlich. Neben der Diskrepanz der vielfältigen Berechnungsmethoden hat auch die Art der Datenaufnahme einen entscheidenden Einfluß. Während ROBIN, ELLENBERG und KURT ihre Daten auf visuelle Verfahren stützen, erweitern KARGER und THOR die Beobachtungsmöglichkeiten in ihren Arbeiten, vor allem zur Nachtzeit und im deckungsreichen Waldgelände, durch die Verwendung radiotelemetrischer Hilfsmittel. Bei Beobachtungen, die nicht auf direktem Sichtkontakt beruhen, müssen Fehlerquellen wie Peilungenauigkeiten oder auch der Einfluß des Halsbandsenders auf das Verhalten der Tiere bei der Beurteilung der Homerangefläche berücksichtigt werden (vgl. GARROTT et al., 1986; MILLS, 1989; BAMBERG, 1987).

Auffällig ist die Größe des Streifgebietes von Reh Nr. 8 im Nationalpark, das mit etwa 173 ha ein weitaus größeres Gebiet durchstreifte als die beobachteten Rehe des Vorfeldes. Schreibt man die abweichende Größe nicht der individuellen Bewegungsfreudigkeit dieses Rehes zu, dann ist dafür eine Grund in der Rehwilddichte oder Habitatqualität zu suchen.

ELLENBERG (1978) untersuchte die Homerangegröße in Abhängigkeit von der Wilddichte und stellte für Böcke, insbesondere für territoriale, eine Verkleinerung der Streifgebiete bei einer Verdoppelung der Bestandsdichte fest. Weibchenhomeranges blieben annähernd gleich, wobei aber die Über-

lappung und Durchdringung in ihrem Ausmaß zunahm. Das bedeutet, daß sich bei einer Abnahme der Wilddichte nicht nur Bockstreifgebiete sondern auch die von Geißen durchaus vergrößern können.

Zahlreiche Arbeiten erwähnen die Schwierigkeiten der Dichteschätzung bei Rehen (STRANDGAARD, 1971; SCHRÖDER, 1984; HESPELER, 1989). Werte über relative Bestandsdichten sind in ihrer Aussagekraft äußerst fragwürdig, weshalb in der vorliegenden Arbeit auf Angaben hierzu verzichtet werden soll. Daß ein Unterschied in der Rehwilddichte zwischen dem Nationalpark und dem Vorfeld besteht (mit geringerer Dichte im Nationalpark), wird zum einen aufgrund der Beobachtungen während des Untersuchungszeitraums vermutet, zum anderen mit der Tatsache begründet, daß im Nationalpark ein wesentlich stärkerer Jagddruck herrscht, Fütterungen nur im Vorfeld existieren und aufgrund des Altersprofils der Abschußdaten (SLEIK, mündl. Mitteilung).

Das Streifgebiet des Rehes Nr. 8 im Nationalpark weist mit etwa 16 % einen deutlich höheren Anteil an Gehölzsukzessionen und Aufforstungen im Sämlingsstadium auf als die Streifgebiete des Vorfeldes (8 %). Während im Vorfeld Aufforstungen als gemiedene Habitatstrukturen eingestuft wurden, ist für Reh Nr. 8 eine mit etwa 11 % starke Nutzung dieser Kategorie festzustellen. Neben diesen nahrungsreichen Arealen sind aber auch, vor allem im Watzmannkarbereich, Standorte zu finden, die unter dem geologischen Einfluß des Lias nur mäßige Äsungsbedingungen bieten. Eine sinnvolle Analyse der Streifgebietsgröße in Abhängigkeit von der Habitatgüte ist erst bei einer größeren Anzahl beobachteter Tiere möglich.

Um die Habitatansprüche der untersuchten Rehe zu erfassen, wurde die Nutzungs- mit der Ressourcenverteilung nach NEU et al. (1974) verglichen.

WHITE & GARROTT (1986) beschreiben die Bedeutung der Peilgenauigkeit, der Beobachtungshäufigkeit und der Heterogenität des Untersuchungsgebietes für die Stärke des  $\chi^2$ -Tests. Diese hier aufgeführten Kriterien zugrunde gelegt, bieten die Ergebnisse dieser Arbeit gute Voraussetzungen, um auf diesem Weg geprüft zu werden.

Die Anzahl der zu testenden Tiere für eine Homerangeanalyse ist auf 6 begrenzt, da die für Reh Nr. 8 völlig abweichende Habitatzusammensetzung eine gemeinsame Anwendung der Bonferroni-z-Statistik ausschließt (ALLDREGDE & RATTI, 1986). Eine weitere Voraussetzung ist die Unabhängigkeit der Beobachtungen, weshalb nur Ortungen im Abstand von mehr als einer Stunde in die Auswertung eingehen (ALLDREGDE & RATTI, 1986; vgl. BERG & HAUSER, 1976). Die im Vergleich zum Friedman- oder Quade-Test eher konservative Bonferroni-z-Statistik läßt bei der geringen Anzahl beobachteter Tiere und bis zu 10 gleichzeitig untersuchten Habitatkategorien die Wahrscheinlichkeit für einen Fehler 2. Art größer werden. Demnach könnten z. B. nicht alle tatsächlich selektierten Kategorien als solche erkannt werden.

Eine wichtige Frage ist, ob sich für eine Tierart wie dem Rehwild, das keine sehr ausgeprägten Ansprüche an seinen Lebensraum stellt (EISFELD, 1979), überhaupt eine artspezifische Habitatselektion feststellen läßt. Die Verbreitung des europäischen Rehes erstreckt sich von Portugal bis zum Kas-

pischen Meer, von Mittelskandinavien bis Griechenland. Dazu mußten Anpassungsmechanismen an das Leben von der Küsten- bis in die Alpenregion entwickelt werden (EISFELD, 1979). Darüber hinaus sind adaptive Verhaltensweisen entstanden, die ein Überleben selbst in immer stärker vom Menschen veränderten Gebieten ermöglichen. Diese enorme Anpassungsfähigkeit ist auch bei den 7 beobachteten Rehen in unterschiedlicher Weise zu erkennen.

Betrachtet man beispielsweise die beiden Gruppen 1 (Reh Nr. 1, 4, 7) und 2 (Reh Nr. 6, 9, 10), so ist für Gruppe 2, mit geringen Siedlungsanteilen in den Streifgebieten eine Bevorzugung der Waldränder und eine starke Nutzung der Wiesen auch am Tag zu erkennen. Eine tageszeitlich differenzierte Nutzungsweise läßt sich für diese Gruppe nicht feststellen. Gruppe 1 zeigt als Anpassung an die tageszeitlich unterschiedlich intensive Nutzung des Gebietes durch den Menschen ein von Gruppe 2 abweichendes Verhalten. Diese Rehe wechseln in den Dämmerungsphasen vom Tag- zum Nachteinstand bzw. umgekehrt und nutzen nur nachts die Freiflächen zur Nahrungsaufnahme. Tagsüber wählen sie Fichtenforste und Bergmischwälder als Deckungs- und Rückzugsmöglichkeiten.

GEIGER (1981) beschreibt für ein Mischwaldgebiet in der Schweiz aufgrund von Losungsprotokollen Präferenzen für himbeer- und brombeerreiche Fichten- und Föhrenforste und Lichtungen. Dickungen und Jungwuchs werden „leicht“ bevorzugt.

Im Nürnberger Reichswald erfaßt KÖNIG (1987) durchschnittlich 35 % der radiotelemetrisch erhobenen Tagesbeobachtungen in Jungbestands- und Jungdurchforstungsflächen, wobei die Unterschiede dieser Kategorien in zwei Vergleichsrevieren etwa 20 % betragen. Die Ergebnisse der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt weisen in 2 von 3 untersuchten Revieren des Nürnberger Reichswaldes die Altdurchforstungen als am stärksten genutzt aus. Im 3. Revier werden die Jungbestandspflegezonen am häufigsten frequentiert (BAYERISCHE FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT, 1989).

Neben Wiesen und Dickungen präferieren die von THOR (1988) beobachteten 10 Rehe im Bayerischen Wald Fichten-Tannen-Bestände; Windwurfflächen werden ebenfalls stark genutzt. Darüber hinaus wird eine Bevorzugung von Grenzlinienbereichen und Gebieten mit heterogener Strukturverteilung festgestellt.

ONDERSCHEKA & JORDAN (1976) untersuchten in zwei verschiedenen Gebieten der Voralpen den Einfluß des Biotops auf die Äsung bei 4 Wildwiederkäuerarten. Ließen sich für ein Gebiet artspezifische Unterschiede der Äsung durch die Untersuchungen der pflanzlichen Zusammensetzung des Panseninhalts feststellen, so gingen diese Grenzen bei sehr starkem Konkurrenzdruck durch Rot-, Muffel- und Gamswild im zweiten Gebiet verloren. Diese Arbeit zeigt, daß die Habitatnutzung, wie oben erwähnt, nicht nur unter dem Einfluß der Ressourcenverteilung steht, sondern durch weitere Faktoren wie z. B. das Vorkommen von Nahrungskonkurrenten geprägt ist.

Beim Vergleich der verschiedenen Arbeiten läßt sich eine für die „Konzentratselektierer“ (HOFMANN & GEIGER, 1979 in

EISFELD, 1979) typische Bevorzugung von nahrungsreichen Verjüngungsflächen wie Windwurfgebieten und Gehölzsukzessionen aber auch von landwirtschaftlichen Freiflächen erkennen.

Bei dem ausgeprägten Charakter dieser Tierart (BAYERN v., 1975) ist es durchaus möglich, daß sich individuelle Unterschiede in der Habitatnutzung, etwa durch tageszeitlich unterschiedliche Verhaltensweisen, bei einer Gesamtbetrachtung aller Rehe aufheben.

Die mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems erstellte potentielle Rehverbreitungskarte des Biosphärenreservats wurde aus den Ergebnissen der Raumnutzung von 7 Rehen abgeleitet. Bei einer Übertragung dieser Informationen auf nicht untersuchte Flächen ist innerhalb des Vorfeldes von einem sehr einheitlichen Landschaftscharakter auszugehen. Vielfältiger dagegen gestaltet sich der Nationalpark, was sich in einem größeren Fehler der hochgerechneten Nutzung niederschlagen dürfte. Berücksichtigt werden muß die Tatsache, daß im Nationalpark keine Rehwild-Fütterungen angelegt sind, was die Attraktivität dieses Gebietes für Rehe herabsetzen dürfte und einen Teil der Tiere dazu veranlassen wird, diesen im Winter zu verlassen. Darin ist u. a. auch ein Grund zu suchen, daß Gebiete südlich des Königsees, die potentiell für das Rehwild nutzbar sind (z. B. Röth), tatsächlich nicht genutzt werden (SCHELLMOSER, mündl. Mit.). Die potentielle Verbreitungs- und Nutzungskarte sollte besonders im Bereich des Nationalparks durch eine Auswertung der Abschlußdaten mit Hilfe des GIS verifiziert werden.

Die Habitatanalyse läßt erkennen, daß Rehe nicht gleichmäßig in ihrem Streifgebiet vorkommen, sondern sich u. a. bestimmt durch Landschaftsstrukturen oder Nahrungskonkurrenz in ihrem Aktionsraum verteilen. Die erfaßten Nutzungsmuster unterstreichen dieses Ergebnis. Es zeigt sich, daß die beobachteten Rehe im Sommer einen sehr kleinen Bereich ihres Homeranges schwerpunktmäßig nutzen und der überwiegende Flächenanteil selten durchstreift wird. Der gleiche umgekehrt proportionale Zusammenhang besteht für die Verteilung der Verbißschäden im Reh- und Rotwildhome-range.

DWORSCHAK (1990) stellt aufgrund von Antreffhäufigkeiten pro Rasterzelle ebenfalls eine intensive Nutzung in Zentren für den Sommer fest. Im Winter ist seiner Meinung nach die zu dieser Jahreszeit verstreuter liegende Nahrung der Grund dafür, daß die Rehe zu einer Extensivierung der Nutzung pro Flächeneinheit übergehen. THOR (1988) beschreibt für 9 der 10 untersuchten Rehe, sowohl im Winter als auch im Sommer, Nutzungsschwerpunkte innerhalb der Homeranges, wobei die Zentren im Winter durch Fütterungen bedingt sind.

Die Nutzungszentren der Rehe Nr. 1, 4 und 7 zeigen keine Überlappung zu den jeweils anderen markierten Rehe. Die Betrachtung der Homeranges von Reh Nr. 6, 9 und 10, deren Nutzungsschwerpunkte sich teilweise überlappen, deuten darauf hin, daß die Zahl der tatsächlichen Überlappungen der Streifgebiete um ein Vielfaches höher liegt, wenn man bedenkt, daß nur ein sehr geringer Anteil der Population im Untersuchungsgebiet mit Sendern markiert wurde.

Für Reh Nr. 6 und 9 bzw. 6 und 10 zeigen zahlreiche Sichtbeobachtungen, daß eine gegenseitige „Duldung“ (auch der

führenden Geißen Nr. 6 und 9) im Abstand von < 40 Meter besteht. Eine mögliche Erklärung liefert ELLENBERG (1978) mit dem sozialen Zusammenhalt unter Rehweibchen in Form von „Sippen“.

### **3.2 Kritik zur nutzungs- und ressourcenorientierten Habitatanalyse von Wildtieren in der Landschaft**

Die beispielsweise aus der Geographie oder Meteorologie bekannten Isoplethen stellen Verbindungslinien für Punkte gleicher Wertungen oder Erscheinungen dar (Isohypsen, Isobare, Isotherme). In der Wildbiologie sind Punkte gleicher Beobachtungshäufigkeit durch Isolinien verbunden worden, um die räumliche Nutzungsverteilung eines Tieres darzustellen (KEENAN, 1980; KARGER, 1989; DWORSCHAK, 1990).

Im Gegensatz zu bisherigen Arbeiten beschreibt das hier dargestellte Konzept der Homerangeanalyse neben Form und Größe des Homeranges auch die Nutzungsverteilung flächenbezogen. Dadurch wird es möglich, die Aufenthaltshäufigkeit eines Tieres in verschiedenen Bereichen seines Homeranges

über eine Verknüpfung mit der Habitatausstattung zu bewerten. Da die Nutzungsverteilung auf der Basis der Beobachtungshäufigkeit pro Rasterzelle interpoliert wird, nimmt die Rasterzellengröße, insbesondere bei heterogener Ressourcenverteilung, einen Einfluß auf das Ergebnis. Eine adäquate Größe ist die mittlere Peilgenauigkeit aller Ortungen. Als eine nichtparametrische Methode stellt das Isoplethenmodell keine mathematischen Anforderungen an die Gebietsnutzung der Tiere. Die willkürlich gewählte Lage des zugrundeliegenden Gitternetzes beeinflusst die Nutzungsverteilung nur gering, da die relative Lage der Beobachtungspunkte zueinander erfaßt wird. Die Methode quantifiziert ungenutzte Flächen innerhalb des Homeranges, hebt Nutzungszentren hervor und läßt Exkursionen deutlich erkennen.

Neben den bearbeiteten Anwendungsmöglichkeiten können u. a. saisonale oder geschlechtsspezifische Unterschiede der Nutzungsverteilung mit Hilfe des Isoplethenmodells ausgewertet werden. Über innerartliche Nutzungsmuster können interspezifische Korrelationen z. B. von Nahrungskonkurrenten untersucht werden.

## 4 Zusammenfassung

Im Biosphärenreservat Berchtesgaden wurde im Zeitraum von April bis November 1989 die Habitatnutzung von Rehen radiotelemetrisch untersucht. Für ein männliches und sechs weibliche sendermarkierte Rehe wurden 1229 Funkortungen aufgenommen.

Die Homerangegrößen, die mit dem Konvex-Polygon, der Grid-Methode und dem Isoplethen-Modell errechnet wurden, variieren zwischen 29 ha und ca. 117 ha, der Mittelwert beträgt ca. 52 ha.

Für die Auswertung wurde ein Homerangekonzept erarbeitet, das neben der Größe und Form auch die Nutzungsverteilung der Tiere innerhalb ihrer Streifgebiete „flächenbezogen“ erfaßt.

Durch die Analyse der Isoplethenhomeranges mit den im Geographischen Informationssystem nutzbaren Datenstruk-

turen zeigt sich eine Bevorzugung von Gehölzsukzessionen und Windwurfflächen und eine Meidung des Siedlungsgebietes am Tag. In der Nacht sind die untersuchten Rehe überproportional häufiger auf den Wiesen und Weiden anzutreffen. Fichtenforste werden weniger häufig genutzt als dies nach dessen Flächenanteil in den Homeranges erwartet werden kann.

Aufgrund der beobachteten Nutzungshäufigkeit pro Landschaftstyp wurde eine potentielle Verbreitungskarte für das Rehwild im Biosphärenreservat erstellt. Etwa 60 % des Biosphärenreservats sind als vom Reh genutzt eingestuft. Für den Nationalpark weist die Rechenvorschrift etwa 36 % der Fläche als potentiellen Rehlebensraum aus.

Durch eine tageszeitlich differenzierte Auswertung wurden Unterschiede im Raumnutzungsverhalten der Rehe bei verschieden starkem anthropogenen Einfluß deutlich.

Eine Klassifizierung der Nutzungshäufigkeiten läßt einen umgekehrt proportionalen Zusammenhang zwischen der Größe einer Fläche innerhalb des Homeranges und der in ihr vorliegenden Nutzungsintensität erkennen.

## 5 Danksagung

Herrn Prof. Dr. Funke gilt mein herzlicher Dank für das Gutachten der Arbeit und hilfreiche Diskussionsbeiträge. Bei Herrn Prof. Dr. Schröder möchte ich mich sehr für die Übernahme des 2. Gutachtens bedanken.

Mein Dank gebührt besonders lieb Herrn Dr. Berberich, der mich mit sehr viel Geduld in die Telemetrie und später in die ARC/INFO-Software eingearbeitet hat. Dies schaffte die Voraussetzungen dafür, daß wir in unendlich vielen Diskussionen ein neues Homerangekonzept entwickeln konnten. Darüber hinaus bedanke ich mich für die wissenschaftliche Betreuung des Themas.

Dem Leiter der Nationalparkverwaltung, Herrn Dr. Zierl, danke ich für die Ermöglichung des Rehwildprojektes und für die Bereitstellung der notwendigen finanziellen Mittel. Herr Dr. d'Oleire-Oltmanns schaffte die Voraussetzungen für diese Arbeit, indem er seinen Plan, ein Rehwildprojekt durchzuführen, zur Umsetzung führte. Außerdem möchte ich mich ganz herzlich für die Durchsicht des Manuskriptes bedanken.

Allen Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung gilt mein Dank für deren vielfältige Unterstützung. Ganz besonders möchte ich mich bei Herrn Franz bedanken, der mir zahlreiche edv-technische Hilfestellungen gab. Herr Krüger unterstützte ganz wesentlich die Fangaktionen und war in allen technischen Fragen sehr hilfreich – vielen Dank. Herrn Sleik danke ich für sehr informative Gespräche. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei den Berufsjägern, Herrn Schellmoser, Herrn Piatke und Herrn Obraczka für ihre Mitarbeit herzlich bedanken, ebenso bei Herrn Melde, dessen Unterstützung in viele Bereiche der Arbeit hineinreichten.

Herrn B. Grassl sei für die Möglichkeit, in seinem Pachtgebiet Kastenfallen aufzustellen, ganz besonders gedankt. Herr Hochreiter und Herr H. Grassl unterstützten meine Arbeit bei den Fangaktionen an ihren Fütterungen und durch Informationen über die Rehwildsituation im Untersuchungsgebiet. Herr Weindl half mir als Tierarzt und Jäger mit Untersuchungen an verendeten Tieren und hilfreichen jagdlichen Informationen.

Ebenso ist Herrn Dr. Löw vom Forstamt Berchtesgaden und Herrn Dr. Meister vom Forstamt Bad Reichenhall und ihren Mitarbeitern für das Entgegenkommen u. a. durch die Genehmigung der Benutzung der Forststraßen zu danken.

Danken möchte ich der Firma ESRI, Kranzberg und ihren Mitarbeitern, besonders Herrn Jung. Auf ihren EDV-Anlagen wurden die Kartenplots erstellt.

Herrn Liedeker sei für seine Hinweise auf die Verwendung der geeigneten Software gedankt.

Herrn Reiter danke ich für die Anregungen und Diskussionsbeiträge bei der Besichtigung der Untersuchungsreviere im Nürnberger Reichswald.

Herr Becker unterstützte meine Arbeit durch kritische Hinweise zum mathematischen Teil der Arbeit, dafür bedanke ich mich vielmals.

Bei der einwöchigen „Rund-um-die-Uhr-Beobachtung“ der Rehe half mir neben Herrn Dr. Berberich auch Frau Riechert, wofür ich mich ebenfalls herzlich bedanken möchte.

Am Ende dieser Arbeit gilt mein lieber Dank besonders meinen Eltern, ohne deren Unterstützung weder mein Studium noch diese Untersuchung möglich gewesen wären; meiner Schwester Karen danke ich für die kritische Korrektur des Manuskriptes.

# Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex*) in den Berchtesgadener Alpen

Andreas David

## 1 Einleitung

Die Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren (Biözö-  
nosen) unterliegen, bedingt durch wechselnde Umweltbe-  
dingungen, ständigen Wandlungen. Menschliche Aktivitäten  
nehmen zusätzlich erheblichen Einfluß auf die Artenzusam-  
mensetzung, was gebietsweise zum Rückgang oder völligen  
Verschwinden einiger Formen führte. Oft bilden wirtschaftliche  
Interessen den Hintergrund hierfür, so z.B. die Ausrottung  
von Predatoren und Weidekonkurrenten zum Schutz der  
Haustiere. Auch die Jagd zum Zweck des Nahrungserwerbs  
spielt hier eine Rolle. Der Wolf (*Canis lupus*) und der Ur (*Bos  
b. primigenius*) sind zwei Beispiele, die aus den genannten  
Gründen teilweise bzw. völlig verschwanden. Natur- und Um-  
weltschutzgedanken, sowie Privatinteresse, ließen den  
Wunsch aufkommen, ursprüngliche Floren- und Faunenbe-  
stände in ihrer Vielfalt zumindest teilweise wiederherzustel-  
len. Ein Mittel, dieses Ziel zu erreichen, ist die regionale Wie-  
dereinbürgerung. Unter Wiedereinbürgerung ist nach NOWAK  
(1981), die Ansiedlung einer Tierart in einem Gebiet zu ver-  
stehen, wo sie in historischer Zeit heimisch war, ihr Vorkom-  
men später jedoch erloschen ist. Durch Wiedereinbürgerun-  
gen soll also das geschrumpfte Areal einer Art teilweise oder  
gänzlich wiederhergestellt werden. Hingegen sind Einbüрге-  
runen i.S. von Fremdeinbürgerungen, also Ansiedlungen in  
einem Gebiet außerhalb der früheren Verbreitung, als Fau-  
nenverfälschung abzulehnen (SCHENKER 1982, HALLER  
1988).

Beispiele für erfolgreiche Wiedereinbürgerungen in den eu-  
ropäischen Alpen sind Luchs (*Lynx lynx*) und Bartgeier (*Gy-  
paetus barbatus*). Das Symbol für eine geglückte Wiederein-  
bürgerung im Alpenraum ist jedoch der Alpensteinbock (NIET-  
HAMMER 1963, HALLER 1988). Der Hauptgrund für diesen  
Erfolg ist sicherlich die Tatsache, daß der Lebensraum des  
Steinbocks, das Hochgebirge, in den Alpen weitgehend un-  
verändert geblieben ist.

Bereits im 18. Jahrhundert war der Steinbock in den Alpen bis  
auf kleine Restbestände in einigen Rückzugsgebieten ver-  
schwunden. Maßgeblichen Anteil am Rückgang der Art hat-  
te die stetige Weiterentwicklung von Jagdwaffen seit dem 16.  
Jahrhundert, die den Abschluß der Tiere zur Beschaffung von  
Fleisch, Arzneien und Trophäen immer mehr erleichterte (u.a.  
STÜWE & GRODINSKY 1986). Im Jahre 1858 wurden die  
letzten ca. 50 Individuen im italienischen Gran Paradiso-Mas-  
siv unter Schutz gestellt. Alle heutigen Steinwildvorkommen

in den Alpen stammen von dieser Restpopulation ab (NIET-  
HAMMER 1963). Aus Mangel an reinrassigem Steinwild wur-  
den in der Schweiz Ende des 19. Jahrhunderts vergebliche  
Wiedereinbürgerungsversuche mit Hausziegen-Steinwild-Ba-  
starden aus den Zuchten europäischer Tierparks unternom-  
men (ALBRECHT 1989a). Diese schlugen vor allem deshalb  
fehl, weil die Bastardgeißen schon im Februar und März ihre  
Kitze setzten, also in einer völlig ungünstigen Jahreszeit. Die  
erste Aussetzung von reinrassigem Steinwild erfolgte am 8.  
Mai 1911 in den Grauen Hörnern, einem Gebirgszug im  
schweizerischen Kanton Graubünden (NIEVERGELT 1966).  
Heute existieren durch Aussetzungen begründete Vorkom-  
men in Italien, in der Schweiz, in Österreich, Frankreich,  
Deutschland und Jugoslawien.

Das Hauptproblem bei jeder Neuansiedlung war die Bestim-  
mung der maßgebenden Umweltfaktoren. Welche Regionen  
der Alpen bieten geeignete Steinbocklebensräume? Wo exi-  
stierten nachgewiesenermaßen Steinwildvorkommen in frühe-  
rer Zeit? Vielfach wurden diese Fragen nicht ausreichend be-  
antwortet. Viele der Neubegründeten Kolonien blieben bis heu-  
te sehr klein und einige verschwanden wieder. Andere ent-  
wickelten sich dagegen gut. 1977 existierten im gesamten Al-  
penraum 104 Steinwildpopulationen (GRAF & SCHRÖDER  
1978), von denen aber jede dritte weniger als 20 Tiere um-  
faßte (GRAF 1977 in v. ELSNER-SCHACK 1984). Im Jahr  
1982 wurde der Gesamtbestand in den Alpen auf 23.000 –  
25.000 Tiere geschätzt (v. ELSNER-SCHACK 1982).

Die ökologische Forschung am Steinbock ist im Vergleich zu  
der an anderen Schalenwildarten noch relativ jung und hat  
erst in den letzten 25 – 30 Jahren ein nennenswertes Ausmaß  
erreicht. Die Unkenntnis der genauen Lebensraumsprüche  
dieser Art begründet sicherlich der Mißerfolg vieler Ausset-  
zungsaktionen. NIEVERGELT (1966) beschreibt in seiner Ar-  
beit „Der Alpensteinbock in seinem Lebensraum“ erstmals  
umfassend die ökologischen Ansprüche dieser Art in der  
Schweiz. Mögliche Gründe für die Stagnation, bzw. das Ver-  
schwinden von Populationen sind unzureichende Biotope, un-  
geeignetes Klima, sowie Krankheiten, Störungen, Konkur-  
renzdruck und hohe Predatorenabundanz. Da alle heutigen  
Vorkommen von der kleinen Restpopulation im Gran Paradi-  
so abstammen, könnte auch die geringe genetische Variabi-  
lität und die daraus resultierende mangelnde Anpassungs-  
fähigkeit an wechselnde Umweltbedingungen eine Rolle spie-  
len (STÜWE & GRODINSKY 1986, STÜWE & SCRIBNER  
1989). Nach HARTL (1987) ist die genetische Vielfalt in zahl-  
reichen Eiweißsystemen mit wichtiger Stoffwechselfunktion  
beim Steinwild, im Vergleich zu anderen Schalenwildarten,  
stark reduziert.

In den Berchtesgadener Alpen wurde Steinwild erstmalig 1927 ausgesetzt. 1944 wurde ein weiterer Ansiedlungsversuch unternommen. Obwohl sich die beiden Rudel schon bald zu einer Population vereinigten, blieb der gewünschte Erfolg aus. Ziel der vorliegenden Arbeit ist, die ökologischen Ansprüche des Steinwilds mit den ökologischen Gegebenheiten der Berchtesgadener Kalkalpen zu korrelieren und so die potentiellen Gründe für die Wachstumsstagnation dieser Population darzustellen. Hinzu kommt ein zusammenfassender

Abriß der Geschichte des Steinbocks im Berchtesgadener Raum.

Neben der Freilandbeobachtung war ein Schwerpunkt der Arbeit die Nutzung und Beurteilung von Computersimulationen mittels eines „Geographischen Informationssystems“ in der Problematik von Wiedereinbürgerungen und der Lebensraumnutzung des Steinwilds im Nationalpark Berchtesgaden.

## 2 Material

### 2.1 Herkunft der bearbeiteten Tiere

Die Steinwildpopulation des Nationalparks Berchtesgaden und seiner angrenzenden Gebiete ist auf 2 Einbürgerungsaktionen in den Jahren 1927 und 1944 zurückzuführen. 1927 wurden im Blühnbachtal aus einem 1924 errichteten und 2 ha großen Eingewöhnungsgatter 11 Stück Steinwild (5 Böcke, 4 Geißen und 2 Kitze) freigelassen (HOFFMANN, 1970). Das Wild war vom Schweizer Tierpark Peter und Paul in St. Gallen angekauft worden. 1936 wurde in der Röth (ca. 1500 Meter ü. NN) ein 15 ha großes Gatter mit einem vier Meter hohen Zaun errichtet, aus dem 1944 acht Böcke und 15 Geißen freigesetzt wurden. Die Tiere stammten aus dem Wildpark Peter und Paul, aus den Zoos von Berlin und München sowie dem italienischen Aostatal (d'OLEIRE-OLTMANN, 1988; NERL, 1972). Die beiden ausgesetzten Gruppen stellten sich schon nach kurzer Zeit zusammen und bildeten eine Gesamtpopulation (BÜLOW v., 1978; NERL, 1980).

### 2.2 Zur Bestandsentwicklung, Populations- und Altersstruktur

Um Informationen über die Bestandsentwicklung zu bekommen und diese mit der Entwicklung anderer Populationen vergleichen zu können, wurden die archivierten Daten des österreichischen Bundesforstamts Blühnbach ausgewertet und durch eigene Erhebungen ergänzt. Da es sich um eine isolierte Population mit speziell im Winter sehr beschränkten Ausweichmöglichkeiten handelt, können die Zählungen der österreichischen Berufsjäger als sehr genau bewertet werden. So ist es möglich, die Entwicklung des Steinwildes im Hagengebirge bis ins Jahr 1924 zurückzuverfolgen. Als Vergleichspopulationen bieten sich die von NIEVERGELT (1966), ALBRECHT (1987, 1989a, 1989b) und DESAX (1972) ausführlich beschriebenen Steinwildvorkommen von Piz Albris, Mont Pleureur und des Schweizerischen Nationalparks an, da sie ebenfalls in den 20er Jahren begründet wurden. Die Blühnbacher Daten beinhalten zusätzlich Informationen über Populationsstruktur, Zuwachs und Mortalität incl. einer Jagdstatistik. Die Altersstruktur der Population wurde für 1988 während der Geländearbeit aktuell erfaßt. Sie wurde in der Auswertung den Literaturdaten anderer Populationen vergleichend gegenübergestellt.

### 2.3 Klima

Da das Klima speziell während der Wintermonate für die Entwicklung einer Steinwildpopulation von großer Wichtigkeit ist (u. a. ELSNER-SCHACK v., 1982), wurden relevante klimatische Daten des Untersuchungsgebietes (u. a. Lufttemperatur, monatliche Isothermen) nach ENDERS (1979) mit den Klimadaten der Lebensräume anderer rezenter Steinwildvorkommen vergleichend diskutiert.

### 2.4 Konkurrenz zu anderen Schalenwildarten

Um festzustellen, ob der Steinbock in den Berchtesgadener Alpen mit seiner momentanen Abundanz und Lebensraumnutzung in Konkurrenz zu anderen Schalenwildarten des Nationalparkgebietes steht, wurden diesbezüglich gemachte Beobachtungen registriert und im Ergebnisteil dargestellt. Zusätzlich wurde die erarbeitete potentielle Verbreitungskarte des Steinwilds mit den Ergebnissen des Rotwildforschungsprojektes im Nationalpark überlagert.

### 2.5 Erstellen potentieller Verbreitungskarten für das Steinwild

Über die berechneten Präferenzindizes für die verschiedenen Landschaftsstrukturen im Untersuchungsgebiet ist es möglich, auf die potentielle Nutzbarkeit außerhalb des Untersuchungsgebietes liegender Flächen im Nationalpark durch das Steinwild zu schließen. Zu diesem Zweck wurden Rechenvorschriften erstellt, die es dem Computerprogramm ermöglichen, für das Gesamtgebiet des Nationalparks Flächen auszuweisen und graphisch darzustellen, für die eine bestimmte Habitatnutzung (hoch/mittel/gering) bzw. Habitatpräferenz zu erwarten wäre (Potentialkarten). Die Basis dieser Rechenvorschriften sind die Präferenzindizes für die in die Auswertung eingegangenen landschaftsbeschreibenden Parameter des Geographischen Informationssystems. Um potentielle Wintereinstände innerhalb der Nationalparkgrenzen auszuweisen, wurde eine Rechenvorschrift nach den Ergebnissen von NIEVERGELT (1966) und WIERSEMA (1982, 1984) erstellt. Die im Ergebnisteil dargestellten Rechenvorschriften wurden mit den im FILE A des MAB-Projekts 6 – Stand 1.8.1988 genutzten Kürzeln erstellt. Hierzu erforderliche statistische Auswertungen wurden auf einem PRIME-Rechner mit der ARC/INFO Software durchgeführt. Sämtliche Karten-Plots wurden auf einem Calcomp 1051- und einem Calcomp 5835XP Elektrostaten-Plotter erstellt.

# 3 Ergebnisse

## 3.1 Entwicklung und aktueller Stand der Population im Hagengebirge

### 3.1.1 Bestandsentwicklung

Nach der Öffnung des Blühnbachtalgatters im Dezember 1927 wuchs der Bestand im Hagengebirge bis 1943 von 11 auf insgesamt 41 Individuen an. Durch die Öffnung des Gatters in der Röth im Jahre 1944 und die Bildung einer Gesamtpopulation mit den bereits freilebenden Tieren stieg der Bestand bis 1949 auf 62 Tiere an. Das erste Auftreten der Sarcptes-Gamsräude (1951 – 1955) dezimierte den Bestand auf 31 Individuen im Jahr 1955. Die Population erholte sich anschließend sehr rasch, und bereits 1960 konnte ein neuer Höchststand von 71 Tieren bestätigt werden. Jedoch waren bereits 1959 nachweislich 2 Tiere wieder rüdig, und die sich anschließende Räudeepidemie (bis 1963) ließ den Bestand erneut zusammenbrechen. 1962 wurden nur noch 28 Tiere gezählt, und der Bestand unterschritt erstmals seit 1939 dreißig Individuen. Wieder erholte sich die Population sehr rasch, und bereits 1968 wurde der bisher bekannte Maximalstand von 86 Tieren erreicht. Eine weitere Räudewelle (1972 – 1975) ließ die Population jedoch wieder bis auf 37 Stück schrumpfen. Von 1975 bis 1981 wurden keine Zählungen durchgeführt. 1982 konnten 44 Individuen registriert werden.

Ein neuerlicher Aufschwung ließ die Population bis 1987 auf 75 Tiere wachsen. Im gleichen Jahr wurden aber schon 4 an der Gamsräude verendete Tiere gefunden und weitere 13 räudekranke Tiere erlegt. Im Untersuchungsjahr wurde ein Bestand von 58 Tieren aufgenommen. Abwanderungen konnten während der gesamten Zeit nicht festgestellt werden. Eine zusammenfassende Übersicht der Populationsentwicklung im Hagengebirge zeigt Abb. 35.

Der Vergleich der Populationsentwicklung mit den 3 schweizerischen Kolonien Piz Albris (Gründungsjahr: 1921), Mont Pleureur (1928) und Schweizerischer Nationalpark (1920) zeigt ein deutliches Kümern der Berchtesgadener Population (Abb. 36). Selbst nach der zweiten Auswilderung (1944) ist keine nennenswerte Steigerung des Gesamtbestandes festzustellen.

### 3.1.2 Populationsstruktur

#### 3.1.2.1 Geschlechterverhältnis und Altersstruktur

Von dem erwarteten Geschlechterverhältnis 1:1 weicht die Kolonie normalerweise nicht oder nur sehr geringfügig ab. Selbst beim Erreichen des bisherigen Höchststandes von 86 Individuen im Jahr 1968 beträgt der Wert, bei Vernachlässigung des Geschlechts der Kitze, exakt 1:1 (37 MM, 37 WW, 12 JUV). Auffallend ist jedoch eine deutliche Verschiebung des Geschlechterverhältnisses in Richtung der Geißen während oder kurz nach den Seuchenzügen der Sarcptes-Gamsräude. Nach der ersten Räudewelle liegt der Wert für 1956 bei 1:1,9. Bei den folgenden Räudezügen 1962 1:1,4; 1973 1:1,7 und 1982 sogar bei 1:2. Nach dem letzten mas-

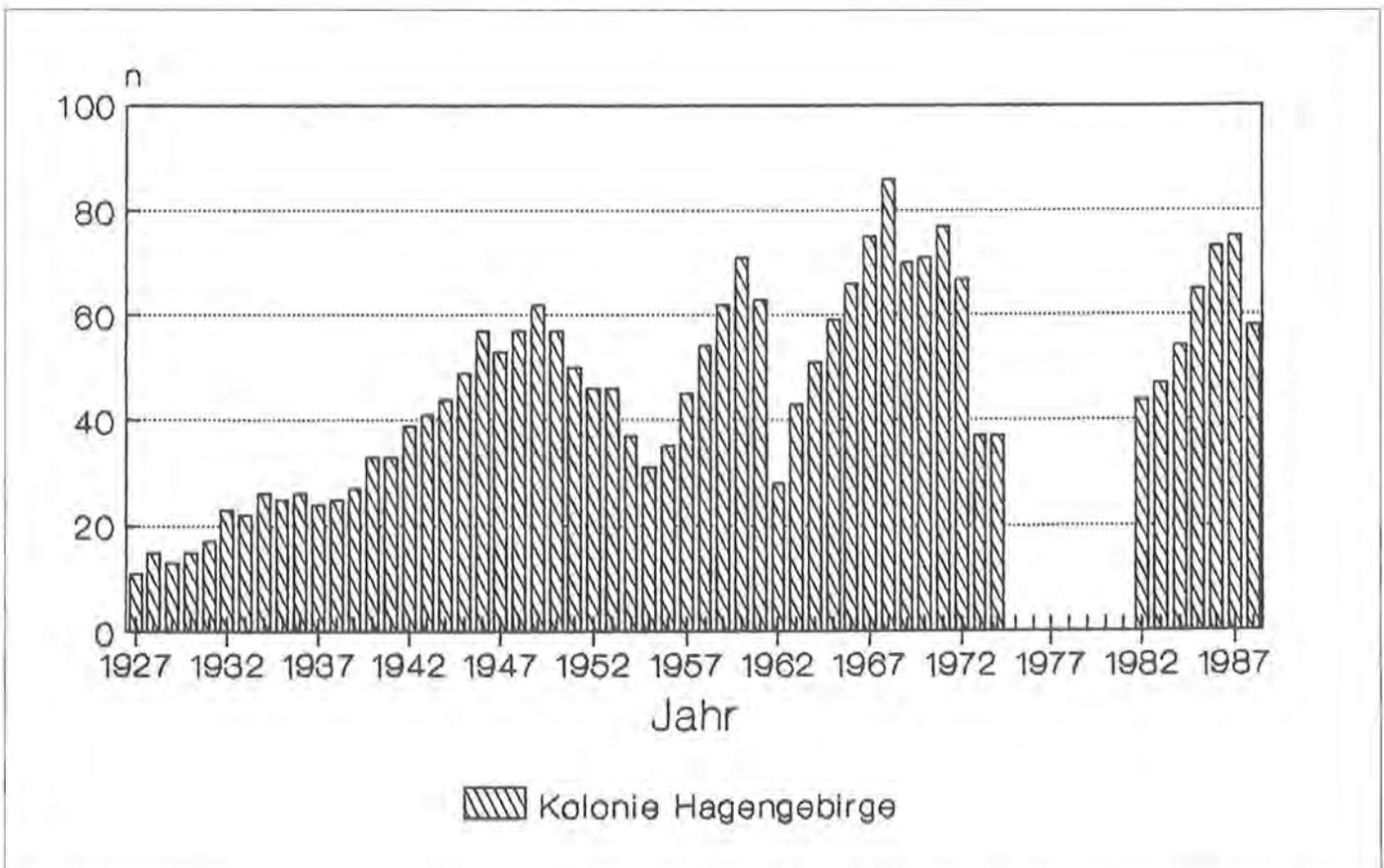


Abb. 35: Entwicklung der Steinwildpopulation in den Jahren von 1927 – 1988 (Archivdaten u. aktueller Stand. Von 1975 bis 1981 wurden keine Zählungen durchgeführt).

siven Auftreten der Gamsräude im Jahr 1987 lag das Geschlechterverhältnis im Untersuchungsjahr 1988 bei 1;1,5. Die Zählungen ergaben 19 Böcke, 28 Geißen und 11 Kitze.

Bei 16 der insgesamt 19 gezählten Böcke (84 %) war eine genaue Altersbestimmung möglich. 25 von 28 Geißen (89 %) konnten in die beschriebenen Altersklassen s. u. eingeordnet werden. Bei den männlichen Tieren liegt ein auffallend hoher Anteil in der Jugendklasse bei den 1- bis 3jährigen Tieren, während nur ein Tier 10 Jahre oder älter war (Abb. 37). Bei den Geißen liegt das Gros in der mittleren Altersklasse (4 bis 6 Jahre). 3 weibliche Tiere haben bereits das 11. Lebensjahr erreicht oder sind älter. Die einzelnen Ergebnisse sind in Tab. 32 und Tab. 33 dargestellt.

Tab. 32: Alter der Böcke in Jahren.

Alter	n
1 Jahr	3
2 Jahre	3
3	3
4	1
5	1
6	2
7	1
8	1
9	1
10	0
11	1
o. Angabe	2
Summe	19

### 3.1.2.2 Zuwachs-, Mortalitäts- und Wachstumsraten

Da die archivierten Daten des österreichischen Bundesforstamts Blühnbach für die Steinwildpopulation im Hagengebirge keine Angaben über die Altersstruktur der Böcke und Geißen (Geschlechtsreife) beinhalten, ist der Zuwachs pro Jahr auf die jeweilige Größe der Gesamtpopulation bezogen. Legt man die Anzahl der gesetzten Kitze zugrunde, liegt die durchschnittliche Zuwachsrate der Population bis zum Jahr 1987 bei 21,25 % (n = 56; max. = 42,85 %; min. = 7,69 %). Der wirkliche Zuwachs einer Steinwildpopulation zeigt sich jedoch erst im folgenden Frühjahr nach Abzug der krankheits- oder winterbedingten Kitzmortalität. Diese reale Zuwachsrate liegt für die Kolonie im Mittel bei 16,82 % (n = 56; max. = 40 %; min. = 0 %).

Die 1988 gesetzten 11 Kitze waren Einzelgeburten. Von den 11 führenden Geißen lagen 8 in der Altersklasse 3 (4 bis 6 Jahre), 2 in der Altersklasse 4 (7 bis 9 Jahre) und eine in Altersklasse 5 (10 Jahre oder älter). Am 20.9.1988 wurde ein noch völlig hornloses Kitz beobachtet, das auch sonst in seiner körperlichen Entwicklung den anderen Kitzen deutlich nachstand. Geht man davon aus, daß im Alter von ca. 4 Wo-

Tab. 33: Altersstruktur der Geißen.

Altersklasse	Jahre	n
1	1	3
2	2-3	5
3	4-6	12
4	7-9	2
5	10 o.ä.	3
ohne Angabe	?	3

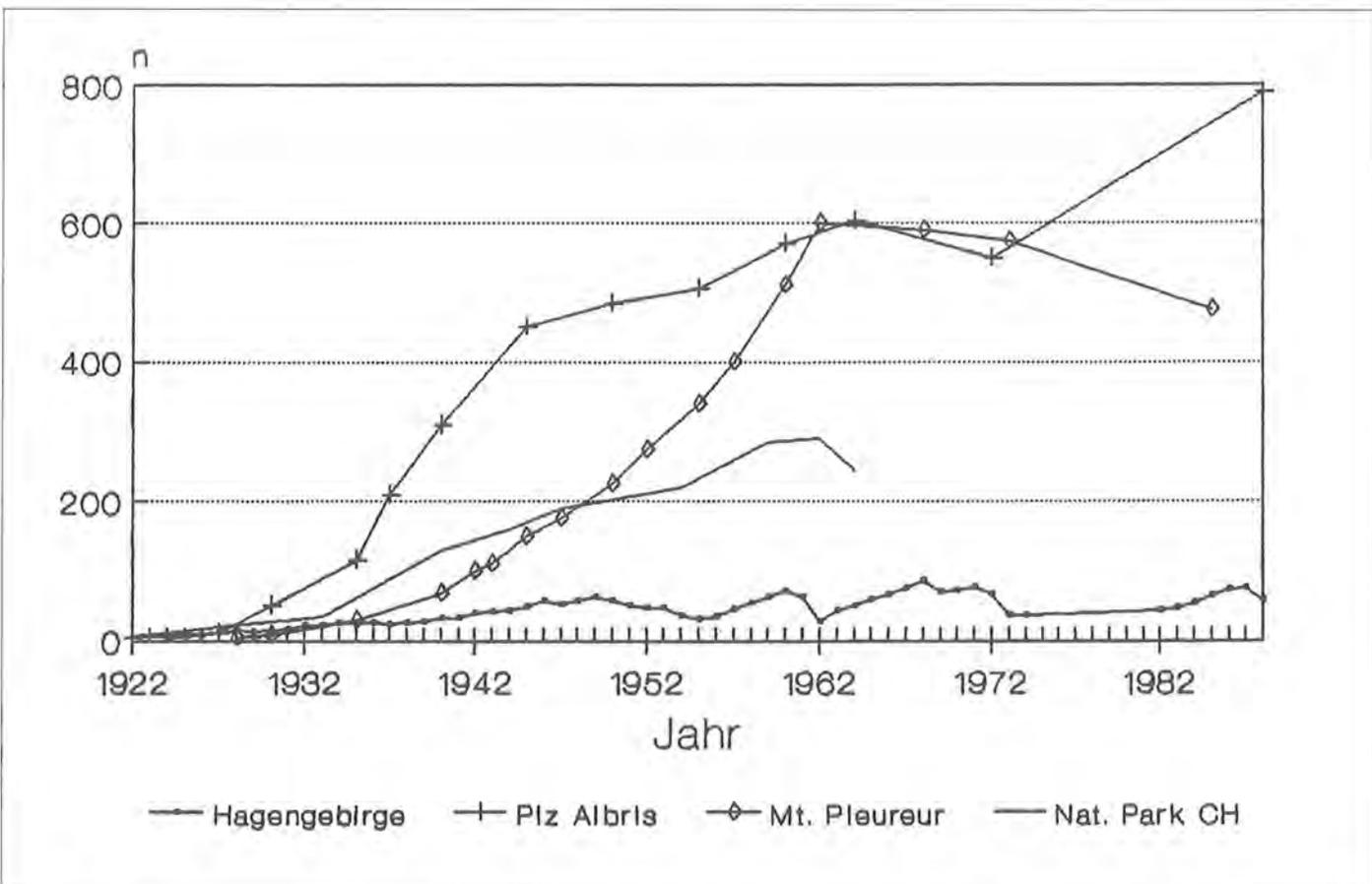


Abb. 36: Die Populationsentwicklung im Vergleich mit den 3 Schweizer Populationen Piz Albris, Mt. Pleureur und Schweizer Nationalpark (NIEVERGELT 1966, DESAX 1972, ALBRECHT 1989a, 1989b).

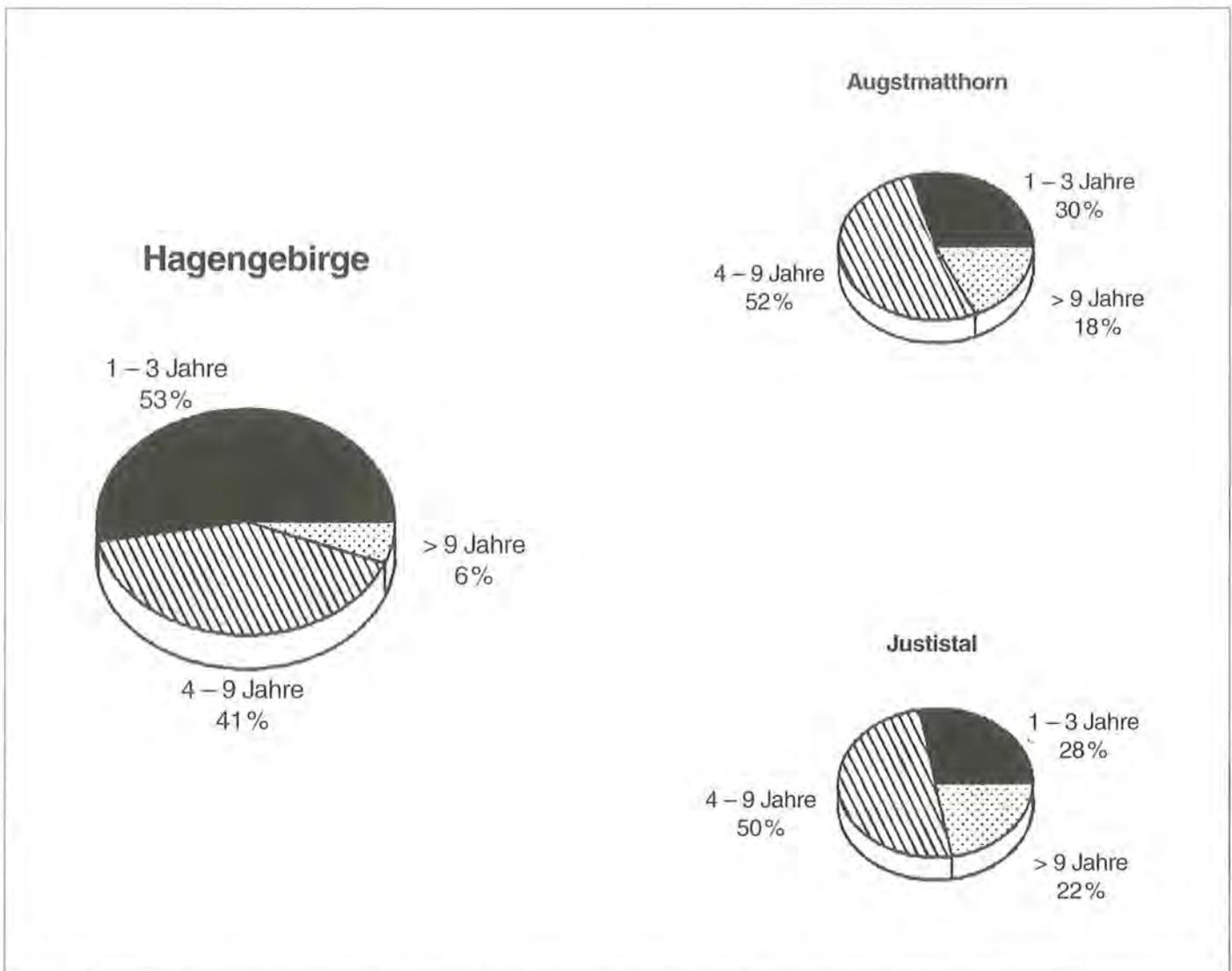


Abb. 37: Alterstruktur der Böcke im Untersuchungsgebiet. Zum Vergleich sind die Daten der Augstmatthorn- und Justistalpopulation (Schweiz) dargestellt (NIEVERGELT 1966).

chen die Hornspitzen erkennbar sind (RATTI & HABERMEHL, 1977), muß dieses Kitz um den 22.8.1988 gesetzt worden sein. Bei einer maximalen Tragzeit von 25 Wochen (vgl. NIEVERGELT & ZINGG, 1986) kann die Geiß demnach frühestens in der ersten Märzwoche begattet worden sein. Die Setztermine der anderen 10 Kitze lagen alle in der 1. bis 3. Juniwoche und entsprechen somit dem Normalfall. Direkte Geburtsbeobachtungen konnten nicht gemacht werden.

Wird vom Gesamtwuchs einer Population die Gesamtmortalität subtrahiert, steht als Ergebnis die Wachstumsrate der Population. Unter Mortalität wird die Anzahl der Individuen einer Population bestimmten Umfangs verstanden, die in einem definierten Zeitabschnitt sterben (HENTSCHEL & WAGNER, 1984). Als Zeitabschnitt gilt hier der Zeitraum zwischen den Frühjahrszählungen. Gerechnet wird von einem Gesamtbestand mit Kitzen bis zum nächsten Frühjahrsbestand ohne neugeborene Kitze. Die jeweilige Todesursache des Einzeltieres spielt keine Rolle. Die Ursachen für natürliche Abgänge beim Steinwild sind im wesentlichen Witterungsbedingungen, Abstürze, Senilität, Krankheiten und Parasitenbefall. Raubfeinde und Abgänge durch innerartliche Auseinandersetzungen (z. B. Brunftkämpfe) spielen in der Hagengebirgskolonie eine untergeordnete Rolle. Die durchschnittliche Mortalitätsrate der Population lag bis 1987 bei 13,16 % (n = 56; max. = 68,49 %; min. = 0 %). In diesem Zeit-

raum wurden insgesamt 348 Stück Fallwild gefunden (Abb. 38). Das Verhältnis Böcke : Geißen : Kitze beträgt 130 : 108 : 110. Davon sind 85 Tiere (24,43 %) nachweislich an der Gamsräude verendet. Hinzu kommt eine Jagdstrecke in den Jahren 1924 – 1987 von insgesamt 169 Stück Steinwild (87 Böcke, 72 Geißen, 10 Kitze), von denen 159 Tiere (94,08 %) als räudig geschossen werden mußten. Nur 7 Böcke und 3 Geißen wurden als gesundes Wild erlegt. Die Mortalitätsraten der Böcke und Geißen unterscheiden sich kaum. 11,64 % bei den Böcken stehen 11,15 % bei den Geißen gegenüber. Hingegen überleben im Durchschnitt 22,41 % der Kitze das erste Lebensjahr nicht. Letztendlich steht der jährlichen Zuwachsrate von 16,82 % eine Mortalitätsrate von 13,16 % gegenüber. Die jährliche Wachstumsrate der Population liegt somit durchschnittlich bei 3,66 %. Die Verluste der Kolonie durch die Gamsräude werden im folgenden Kapitel abgehandelt.

### 3.1.2.3 Mortalität durch die Sarcoptesräude

Die ersten Räudefälle am Steinwild im Hagengebirge wurden 1951 festgestellt. Dieser ersten bis 1955 dauernden Welle folgten 4 weitere, die bisher letzte 1987; alle verursachten erhebliche Verluste. Insgesamt fielen bis ins Jahr 1987 244 Stück Steinwild der Räude zum Opfer (Abb. 39). Bei den adul-

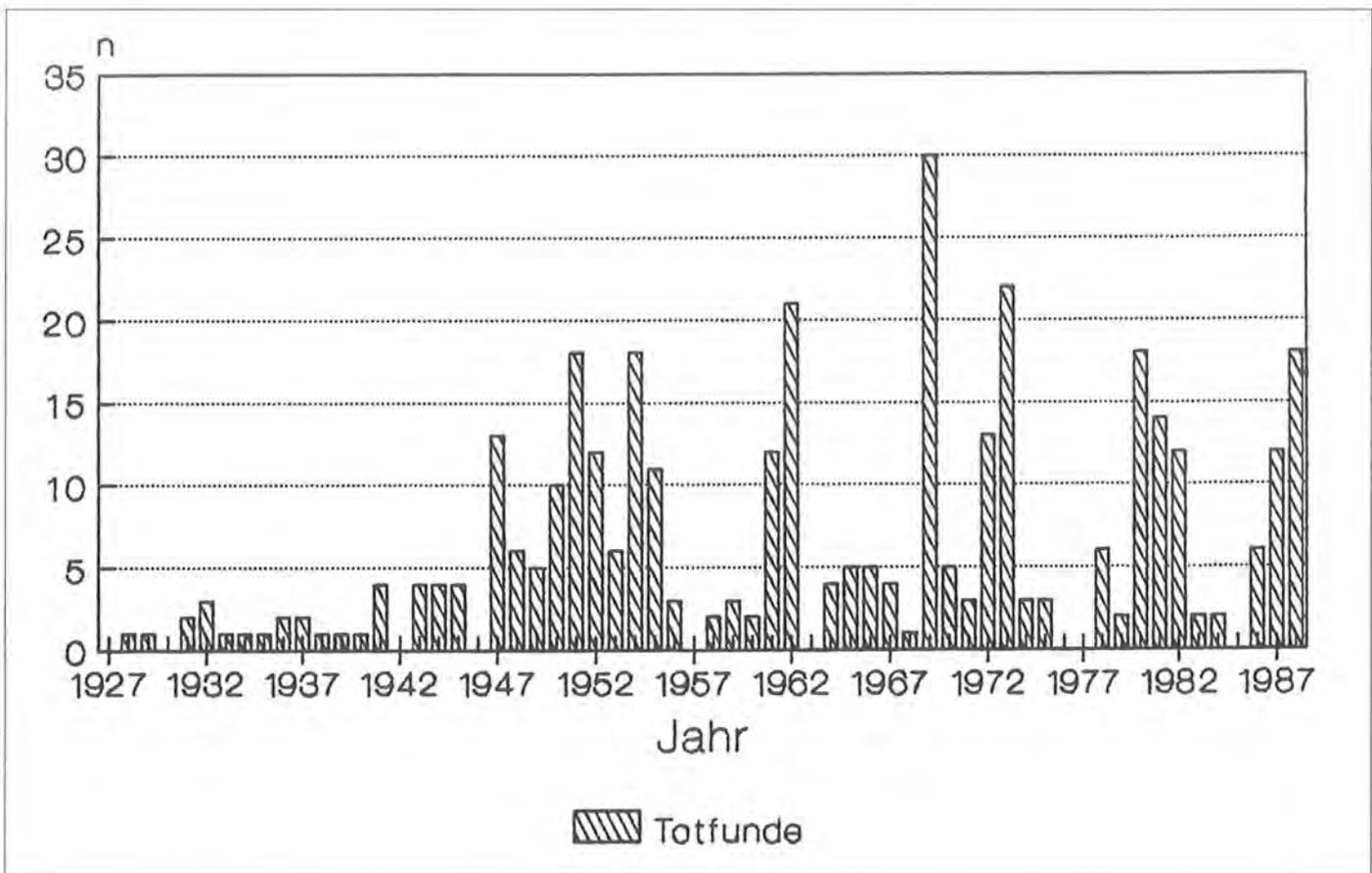


Abb. 38: Fallwildstatistik von 1927 – 1988 (Zahlen incl. Räudeverluste).

ten Tieren entfielen 54,3 % auf die Böcke und 45,7 % auf die Geißen, was zu einer deutlichen Verschiebung des Geschlechterverhältnisses (s.o.) führte. Bis 1969 läßt sich zurückverfolgen, welcher Altersgruppe die von der Räude befallenen Tiere angehörten. Demnach waren 10,1 % Kitze, 53,5 % lagen in der Altersklasse 1 bis 5 Jahre, 27,3 % in der Altersklasse 6 bis 9 Jahre, und 9,1 % der Räudeopfer war 10 Jahre oder älter. Einen vorläufigen Höhepunkt erreichte die zwei-

ten Tiere angehörten. Demnach waren 10,1 % Kitze, 53,5 % lagen in der Altersklasse 1 bis 5 Jahre, 27,3 % in der Altersklasse 6 bis 9 Jahre, und 9,1 % der Räudeopfer war 10 Jahre oder älter. Einen vorläufigen Höhepunkt erreichte die zwei-

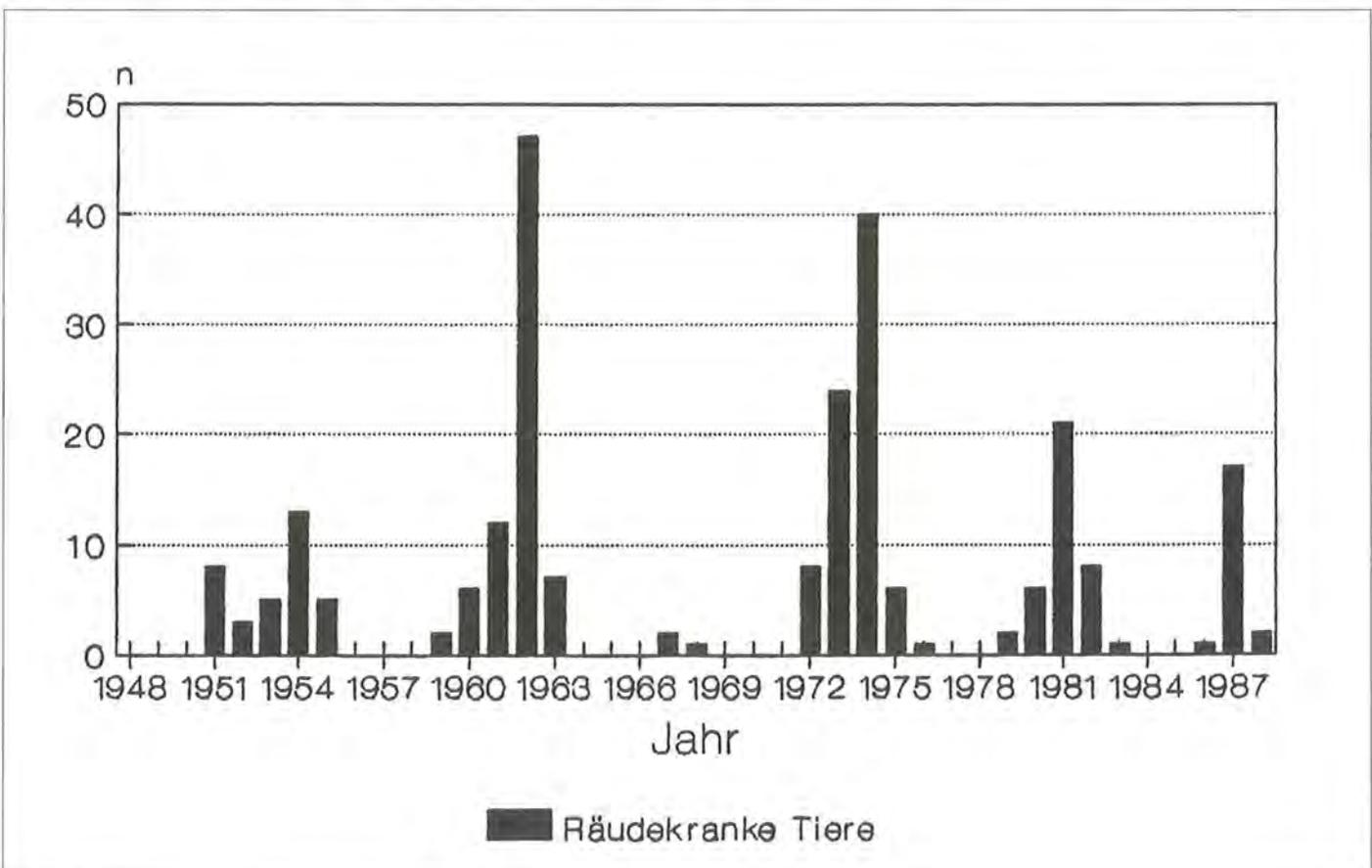


Abb. 39: Räudeverluste von 1948 – 1988.

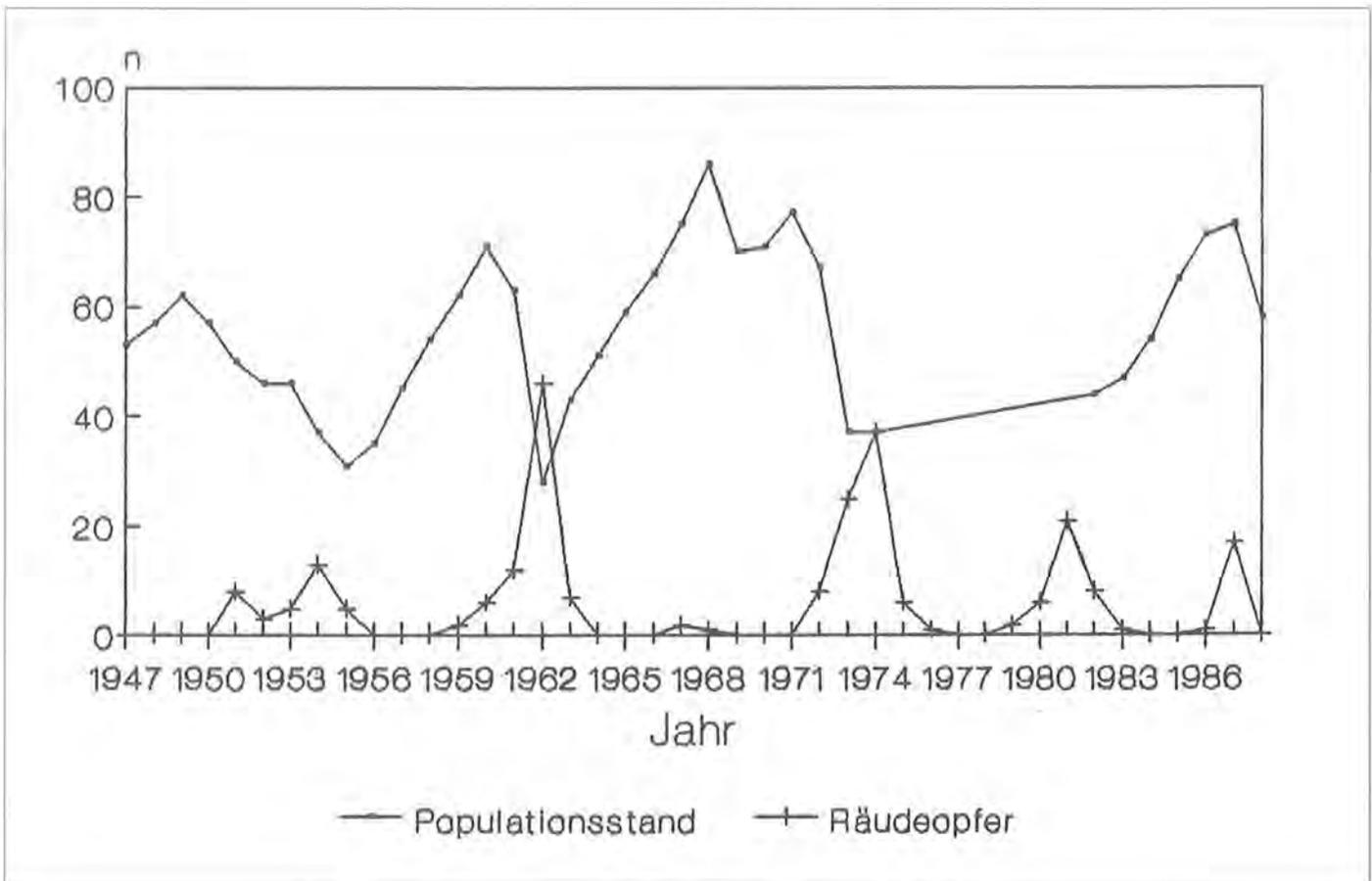


Abb. 40: Populationsstand und Räudeopfer von 1947 – 1988.

te Räudefelle von 1959 bis 1963, die allein im Jahr 1962 46 Tiere und damit 73 % der damaligen Gesamtpopulation von 63 Individuen dahinflachte. Die 5 großen Epidemien folgten jeweils ein oder zwei Jahre nach einem Anstieg der Gesamtpopulationszahl, erreichten ihr Maximum aber jeweils dann, wenn die Entwicklungskurve der Kolonie bereits wieder eine Abwärtstendenz zeigte (Abb. 40). Andere Krankheiten wirkten sich auf die Population bisher nicht nennenswert aus.

### 3.2 Klima

Von den Klimafaktoren haben Lufttemperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer ganz erheblichen Einfluß auf die Prosperität einer Steinwildpopulation. Dies gilt in besonderem Maße für die Wintermonate. Für das Untersuchungsgebiet ergeben sich aufgrund der verschiedenen Höhenstufen jeweils unterschiedliche Werte. So liegt die Januar-Isotherme in 1580 Meter ü. NN bei  $-4,1^{\circ}$  Celsius, in 1923 Meter ü. NN schon bei  $-5,7^{\circ}$  Celsius. In dieser Höhe wird im Untersuchungsgebiet eine Temperatur von  $5^{\circ}$  C oder mehr durchschnittlich nur vom 21.5. bis 5.10., also an 138 Tagen eines Jahres erreicht. Eine Übersicht zeigt Tabelle 34.

Die durchschnittliche Schneehöhe beträgt in 1560 Meter ü. NN für die Monate Januar bis März bereits 148, 192 und 210

Tab. 34: Monats- und Jahresmittel der Lufttemperatur in  $^{\circ}$ C (nach ENDERS 1979).

Höhe über NN	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	Jahr
1578 m	1,1	-2,2	-4,1	-3,9	-1,0	3,6
1663 m	0,3	-3,0	-5,0	-4,4	-1,2	3,5
1800 m	0,2	-3,6	-5,6	-5,0	-2,1	2,3
1923 m	-0,8	-3,4	-5,7	-5,8	-2,9	2,0

cm, bei einem Maximum von 355 cm. Noch im Mai liegt der Mittelwert bei 55 cm. Die Jahressummen des Niederschlags sind sehr hoch, wie es für den Nordabfall der Alpen typisch ist.

Der Anteil an der effektiv möglichen Sonnenscheindauer liegt auf 1578 Meter ü. NN im Jahresdurchschnitt nur bei 38 %. Für den Monat Januar werden nur 27 % erreicht. Werte von mehr als 40 Prozent werden nur in den Monaten von Juni bis September erreicht. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer pro Tag liegt in den Wintermonaten Dezember bis Februar bei 1,6 h, 2 h und 2,7 h.

### 3.3 Raumnutzung

#### 3.3.1 Einstände und Einstandswechsel

Während der Freilanduntersuchungen ergab sich eine deutliche Anhäufung von Beobachtungen in zwei Bereichen des Testgebietes (Abb. 41). 35 Beobachtungspunkte (245 Einzelbeobachtungen) lagen zwischen Hochgschirr und dem Südwest-Abfall des Kahlersberggipfels. Eingeschlossen ist hier der nördliche Teil des Landtals, die Westwand des Kahlersbergs hinaus bis zum Gebiet der verfallenen Kahlersberg-alm. Ein zweiter Schwerpunkt (33 Beobachtungspunkte, 321 Einzelbeobachtungen) befand sich zwischen dem Hochplateau des Wildpalfens und dem Gipfelbereich des Kleinen Teufelshorns. Dies beinhaltet die östliche Hälfte des Eisgrabens inkl. der Eisgrabenscharte sowie die Anstiege und Gipfelbereiche des Wildpalfens, des Blühnbachkopfes, des Jägerbrunntröges und des Großen Teufelshorns. Die weiteren Beobachtungen liegen verteilt im Hagengebirge und westlich des

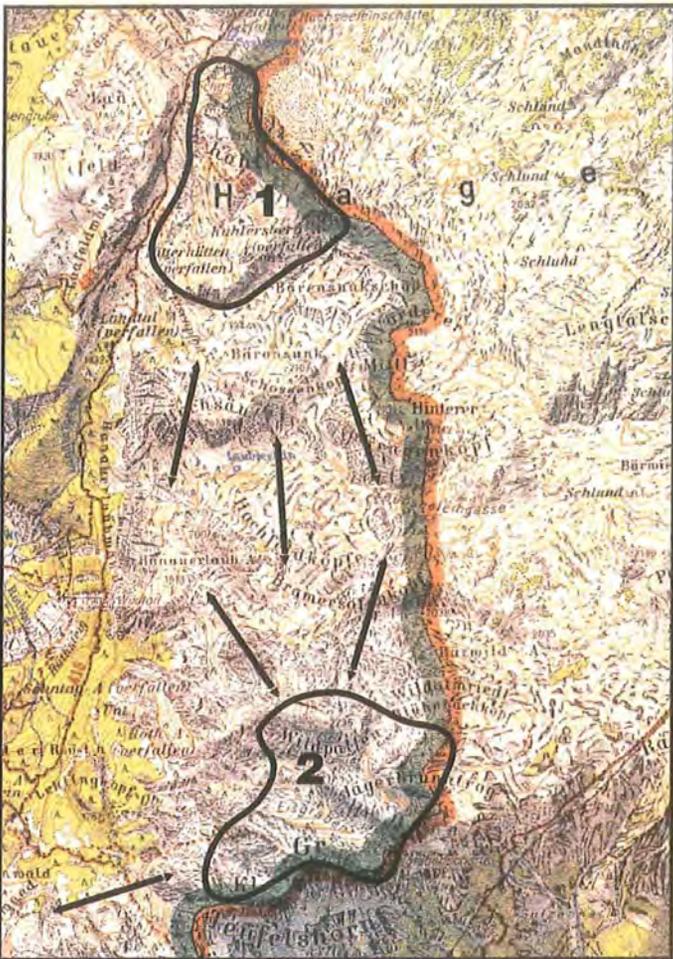


Abb. 41: Haupteinstände im Untersuchungsgebiet.

Kleinen Teufelshorns entlang der Landesgrenze bis zum Südost-Abfall des Großen Hundstod.

Die bevorzugten Sommereinstände auf österreichischer Seite liegen in den südexponierten Hängen zwischen Jägerbrunntrug und Kirchstein sowie zwischen Alpfriedhorn und Brandhorn oberhalb des Hundsschädl. Hier befinden sich auch die Wintereinstände der Kolonie. Sommereinstände befinden sich zusätzlich im nördlichen Teil des Steinernen Meeres. Die Wechsel von den Sommereinständen auf deutscher Seite in die Wintereinstände oberhalb des Blühnbachtals führen nach ESSL (1968 mündl. Mit.) hauptsächlich über die Mauerscharte, das Blühnbachtörl und die Eisgrabenscharte sowie deren nähere Umgebung. Vereinzelt wurden auch Überwinterungsversuche im deutschen Bereich des Steinwildareals in der südexponierten Landtalwand (Brustkendel) oberhalb der Fischunkelalm beobachtet, die offensichtlich aufgrund der sich anschließenden Fallwildfunde in diesem Bereich erfolglos blieben. Zuletzt wurde hier am 18.12.1988 ein Bock mit einer Geiß und einem Kitz beobachtet (SCHELLMOSER 1989, mündl. Mit.).

Das oben beschriebene Gebiet wird von der gesamten Population genutzt. Eine Teilung des Bestandes in zwei oder mehr Teilpopulationen liegt nicht vor. Dies ergab die Verbindung der einzelnen Beobachtungspunkte von 4 individuell bekannten Tieren. Die Geiß „Knubbel“ (Altersklasse 5, nicht führend) wurde an folgenden Tagen und Geländepunkten beobachtet: 10.7.89, Vorgipfel Kleines Teufelshorn; 11.7.89, Vorgipfel Kleines Teufelshorn; 13.8.89, Eisgraben; 14.8.89, Eis-

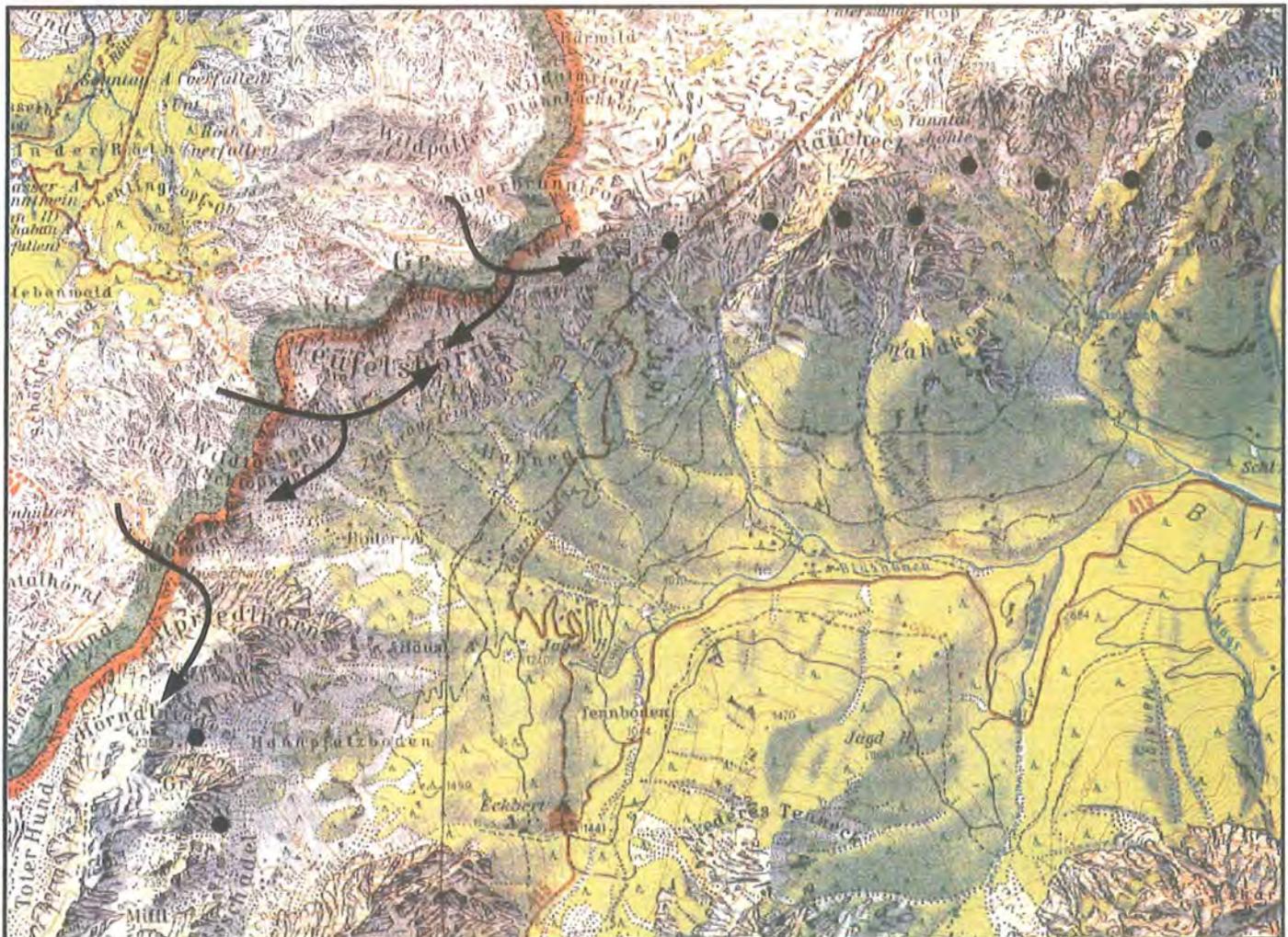


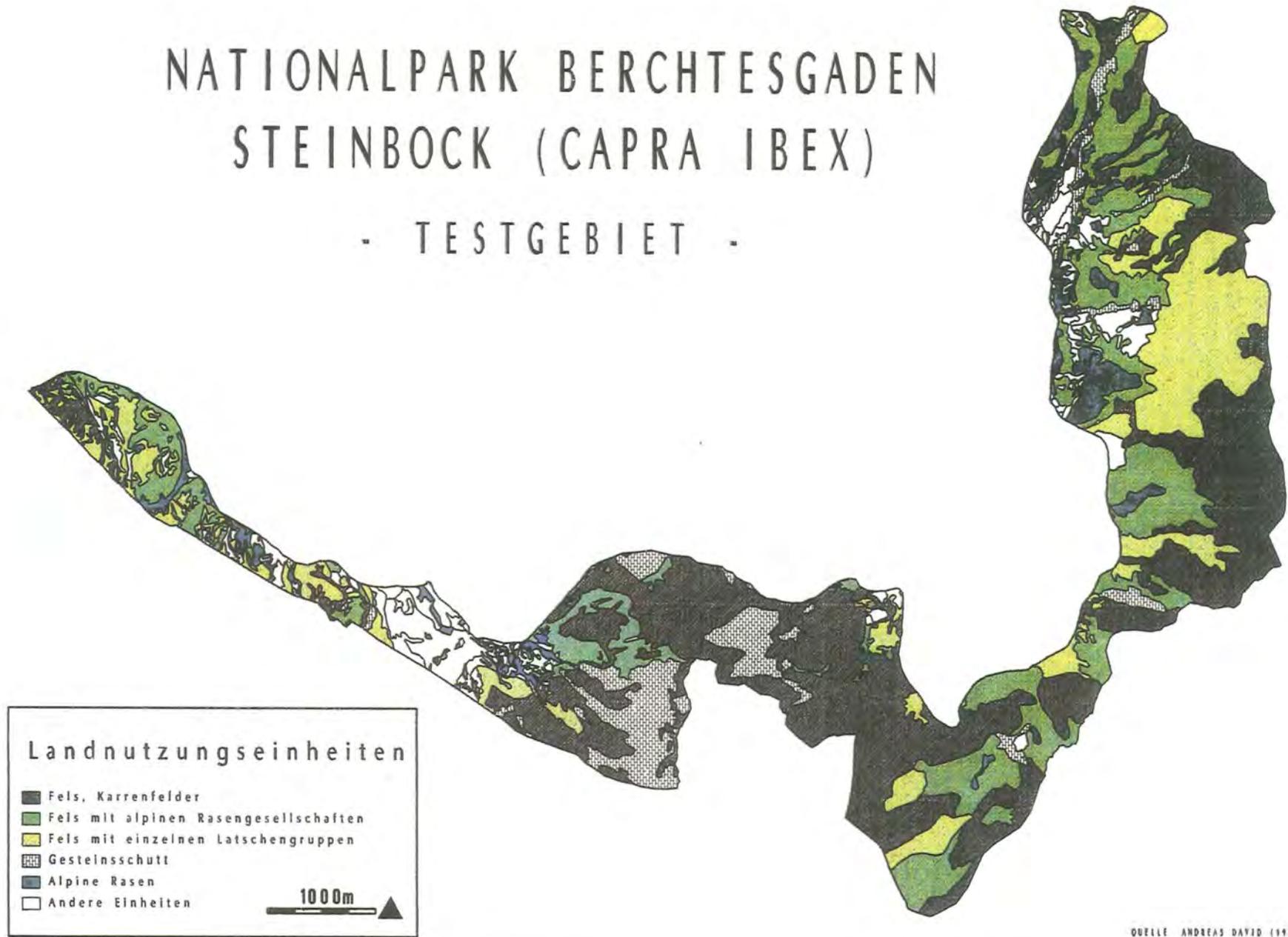
Abb. 42: Lage der Wintereinstände und Wanderrouten.



Abb. 43: Beobachtungspunkte von 4 Individuen und die direkten Verbindungen a: 1 = „Knubbel“ – 2 = „Die Alte“; b: 3 = „Blesse“ – 4 = „Prinz“.

# NATIONALPARK BERCHTESGADEN STEINBOCK (CAPRA IBEX)

- TESTGEBIET -



QUELLE ANDREAS DAVID (1988)

graben; 20.8.89, Eisgraben; 24.8.89 Landtal; 8.9.89, Kahlersberg und 27.9.89, Eisgraben. Die Geiß wurde in 79 Tagen 8mal beobachtet. Die direkte Verbindung der Beobachtungspunkte ergibt eine Gesamtstrecke von 10,1 km Luftlinie. Die beiden Geißen „Die Alte“ und „Blesse“ (Altersklasse 5 bzw. 3, beide führend) wurden in 76 Tagen (11.8. bis 26.10.89) 8- bzw. 6mal beobachtet. Die Verbindungsstrecke beträgt für beide 14,9 km. Der Bock „Prinz“ wurde in 45 Tagen (9.9. bis 24.10.89) 6mal beobachtet und „legte eine Strecke von mindestens 6,4 km zurück“. Die Beobachtungspunkte und Verbindungen zeigt Abb. 43.

### 3.3.2 Landschaftstyp (Realnutzungstyp, RNTYP)

Insgesamt nutzten die Tiere nur 5 der vorhandenen Realnutzungstypen. Allerdings macht der Anteil dieser 5 Landschaftselemente insgesamt 92,6 % der Gesamtfläche des Testgebietes aus (Abb. 44). Dies sind RNTYP 1 = Fels (40,43 %), RNTYP 2 = Fels mit alpinen Rasengesellschaften (21,9 %), RNTYP 3 = Fels mit einzelnen Latschengruppen (16,66 %), RNTYP 5 = Gesteinsschutt (7,9 %) und RNTYP 6 = alpine Rasen (5,71 %). Bei der Gegenüberstellung von Angebot und Nutzung fällt der vergleichsweise hohe Präferenzindex von 1,41 für den RNTYP Fels auf (Abb. 45). Ein Wert >1 ergibt sich für die RNTYPen 2 und 5 (Abb. 46). Eine Nutzung weiterer Landschafts- oder Realnutzungstypen, deren Gesamtfläche 7,4 % des Untersuchungsgebietes umfaßt, wurde nicht beobachtet. Hier sind u. a. alle RNTYPen „Wald i.w.S.“ und RNTYP 22 (Almfläche in Sukzession) enthalten. Ein geschlechtsspezifischer Unterschied hinsichtlich der Nutzung von verschiedenen Landschaftstypen wurde nicht festgestellt.

### 3.3.3 Meereshöhe

Das Untersuchungsgebiet liegt in einer Höhenstufe zwischen 1200 und 2600 Meter ü. NN. Allein 91,43 % der Fläche befinden sich in den Höhenstufen zwischen 1800 und 2600 Meter. Alle erfaßten Beobachtungspunkte (n = 113) lagen oberhalb der 1800-Meter-Höhenlinie und davon wiederum 93 % über 1900 Meter. Für die Höhenstufe zwischen 2000 Meter und 2100 Meter beträgt der Präferenzindex 0,97. Oberhalb der 2100-Meter-Höhenlinie ist der Wert jeweils >1 und zeigt eine Bevorzugung dieser Höhenlagen an (Tab. 35). Die räumliche Verteilung der Höhenstufen im Testgebiet zeigt Abb. 47.

Die bisherigen Aussagen über die Nutzung der verschiedenen Höhenstufen gelten für die Gesamtpopulation. Unterschiedliche Ergebnisse ergaben sich für die beiden Geschlechter. So wurden männliche Tiere, die nicht mehr in den Kitz-Geißen-Rudeln standen, nur einmal unterhalb der 2000-

Tab. 35: Angebot, Nutzung und Präferenzindex der Höhenstufen 16 – 25.

Höhenstufe m ü. NN	Angebot (%)	Nutzung (%)	Präf. Index.
1601 – 1700	2,3716	1	0,42
1701 – 1800	4,0326	2	0,50
1801 – 1900	13,2419	4	0,30
1901 – 2000	20,3441	16	0,78
2001 – 2100	25,7740	25	0,97
2101 – 2200	17,3632	23	1,32
2201 – 2300	7,6955	19	2,47
2301 – 2400	3,7918	4	1,05
2401 – 2500	2,8742	5	1,72
2501 – 2600	0,3433	1	2,94



Abb. 45: 11jähriger Bock im Fels.

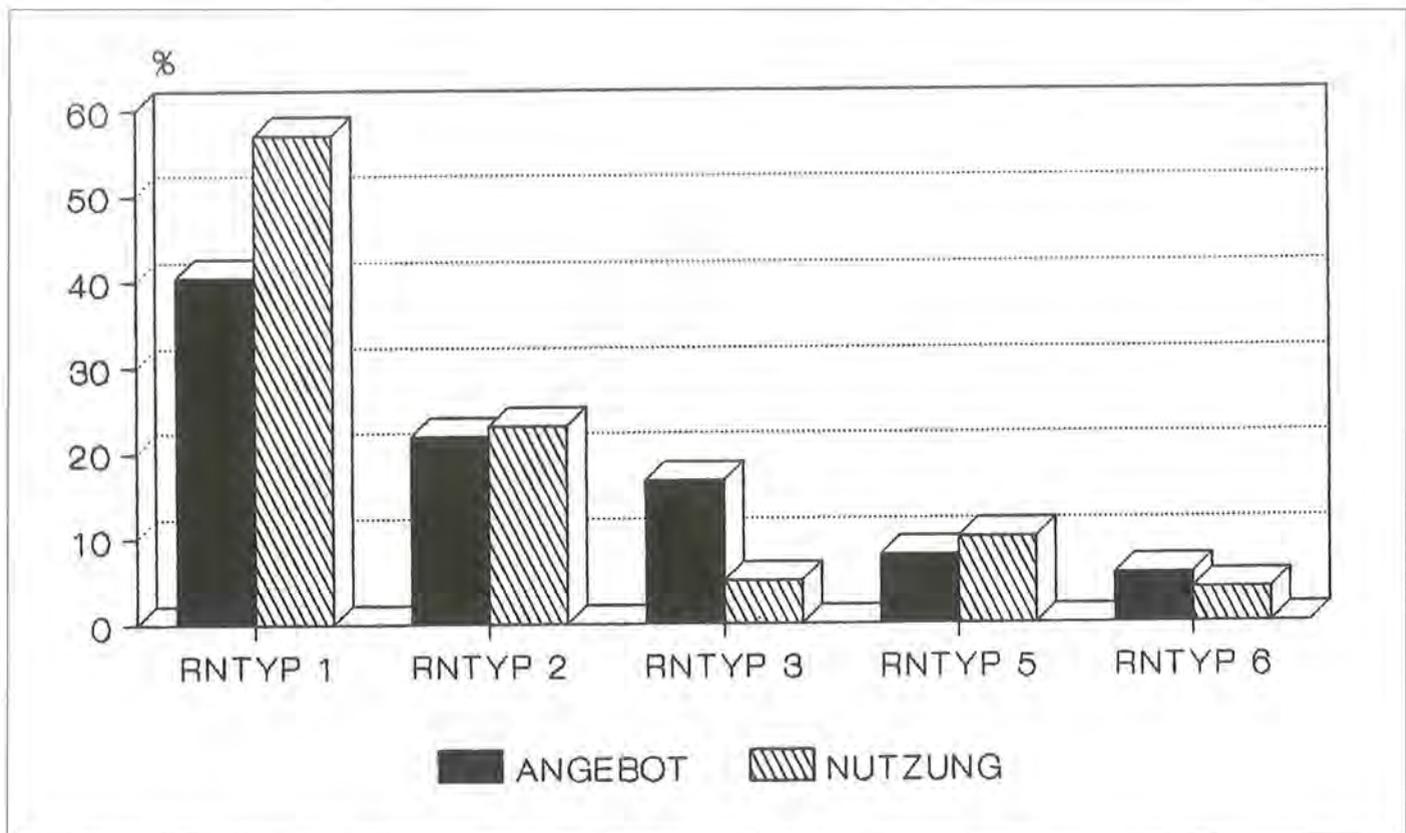


Abb. 46: Angebot und Nutzung der Landschaftstypen (Realnutzung) n % (1 = Fels, 2 = Fels mit alpinen Rasen, 3 = Fels mit Latschengruppen, 5 = Gesteinsschutt, 6 = Alpine Rasen).

Meter-Grenze beobachtet. Die durchschnittliche Höhe ihrer Einstände liegt bei 2190 Meter. Dieser Wert liegt bei den nicht führenden Geißen auf 1940 Meter, für Geißen mit Kitz bei 2075 Meter. Eine jahreszeitliche Verschiebung in der Nutzung der verschiedenen Höhenstufen liegt während des Untersuchungszeitraums nicht vor. Tageszeitabhängige Wechsel wurden ebenfalls nicht beobachtet.

### 3.3.4 Hangexposition

Das File A des MAB-6-Projekts weist für das Untersuchungsgebiet und den gesamten Nationalpark 16 mögliche, in Neugrad angegebene Hangexpositionen aus: Neugrad 25 entspricht der Himmelsrichtung NNO, Neugrad 50 = NO, Neugrad 75 = ONO, Neugrad 100 = OST bis Neugrad 400 = NORD (s. Anhang). Um eine übersichtliche Darstellung der Nutzungspräferenz zu erhalten, wurden die jeweiligen Himmelsrichtungen zu den vier Hauptrichtungen Nord, Ost, Süd und West zusammengefaßt. Die Verteilung im Testgebiet zeigt Abb. 48. Bei einem Fehler des GIS von 0,01 % verteilt sich das Angebot mit 18,86 % auf die Hangexposition Süd, 31,9 % West, 32,89 % Nord und 16,34 % Ost. Ein Präferenzindex >1 ergab sich nur für die Hangexposition Süd (Abb. 49). Eine unterschiedliche Nutzung durch die beiden Geschlechter wie bei der Meereshöhe liegt nicht vor.

### 3.3.5 Hangneigungsstufe

Für die Hangneigungsstufe sieht das File A eine Klassifizierung in 7 Bereiche vor. Stufe 1 entspricht einem Neigungswinkel von 0° bis 9°, Stufe 2 entspricht 10° bis 19° etc. bis Stufe 7 (>=60°). Die räumliche Verteilung der verschiedenen Stufen im Untersuchungsgebiet zeigt Abb. 50. Die direkten Be-

obachtungen des Steinwildes während des Untersuchungszeitraums hinsichtlich des Einstandsverhaltens ließen den Schluß zu, daß die Tiere keine der im Gebiet vorkommenden Neigungsstufen bevorzugen oder meiden. Eine Ausnahme bildeten nur die ganz steilen Bereiche mit über 60° Hangneigung (Stufe 7), welche offensichtlich selbst vom Steinwild nur ungern aufgesucht werden (Abb. 51). In diesem Bereich wurde nur eine Beobachtung gemacht. Unterschiede zwischen den beiden Geschlechtern liegen in der Nutzung verschiedener Neigungsstufen nicht vor.

### 3.3.6 Pflanzengesellschaften

Die geschilderten Ergebnisse beziehen sich auf eine Verknüpfung der eigenen Beobachtungspunkte mit den von LIPPERT (1963, 1966) durchgeführten Vegetationsaufnahmen und der zugehörigen Karte (Maßstab 1:25.000). Sämtliche Steinwildbeobachtungen wurden mit unterschiedlicher Häufigkeit in nur vier verschiedenen Pflanzengesellschaften gemacht: 49 % im *Androsacetum helveticae* (*Potentilletum caulescentis*, Felsspaltengesellschaften, Abb. 52), 34 % im *Elyno sesierietea* (*Sesierio sempervirentum* und *Caricetum firmiae*, natürliche Rasengesellschaften), 14 % im *Thlaspeetum Rotundifolii* (Felsschuttgesellschaften) und 3 % im *Rhododendro mugetum* (Latschengebüsch). Die Felsspaltengesellschaften und die natürlichen Rasengesellschaften spielen somit auch für die Nahrungsauswahl des Steinwildes eine wesentliche Rolle. Um potentielle Nahrungspflanzen der Tiere zu ermitteln, wurden nur Pflanzen berücksichtigt, die innerhalb der 4 genannten Pflanzengesellschaften im Nationalpark mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % vorkommen (Tab. 36 – 39). Während meiner Beobachtungen ästen die Tiere hauptsächlich grasartige Pflanzen (Abb. 53). Nur einmal wurde ein Tier eine Gehölzpflanze (Latschenkiefer) verbeißend

# NATIONALPARK BERCHTESGADEN STEINBOCK (CAPRA IBEX)

- TESTGEBIET -

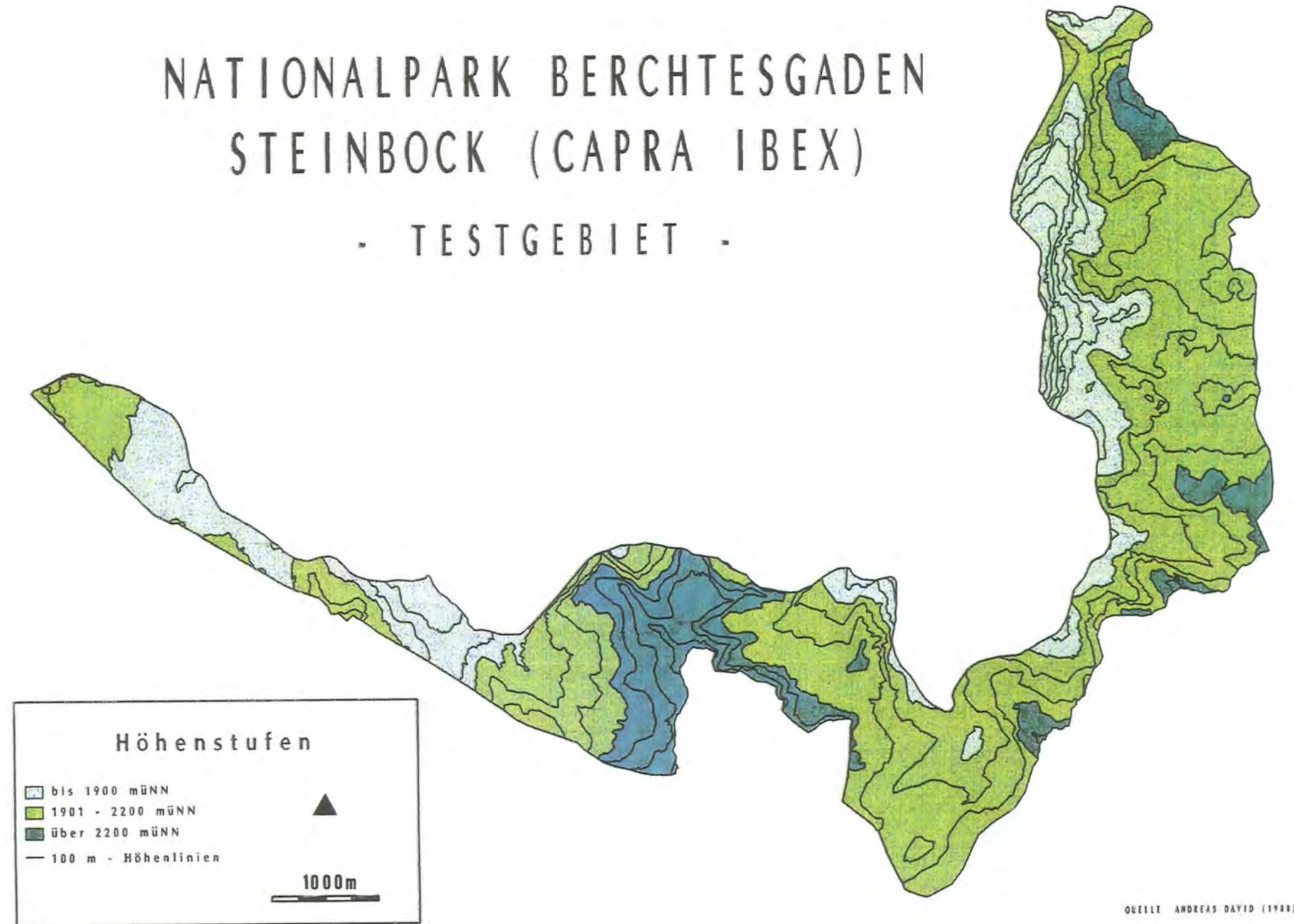
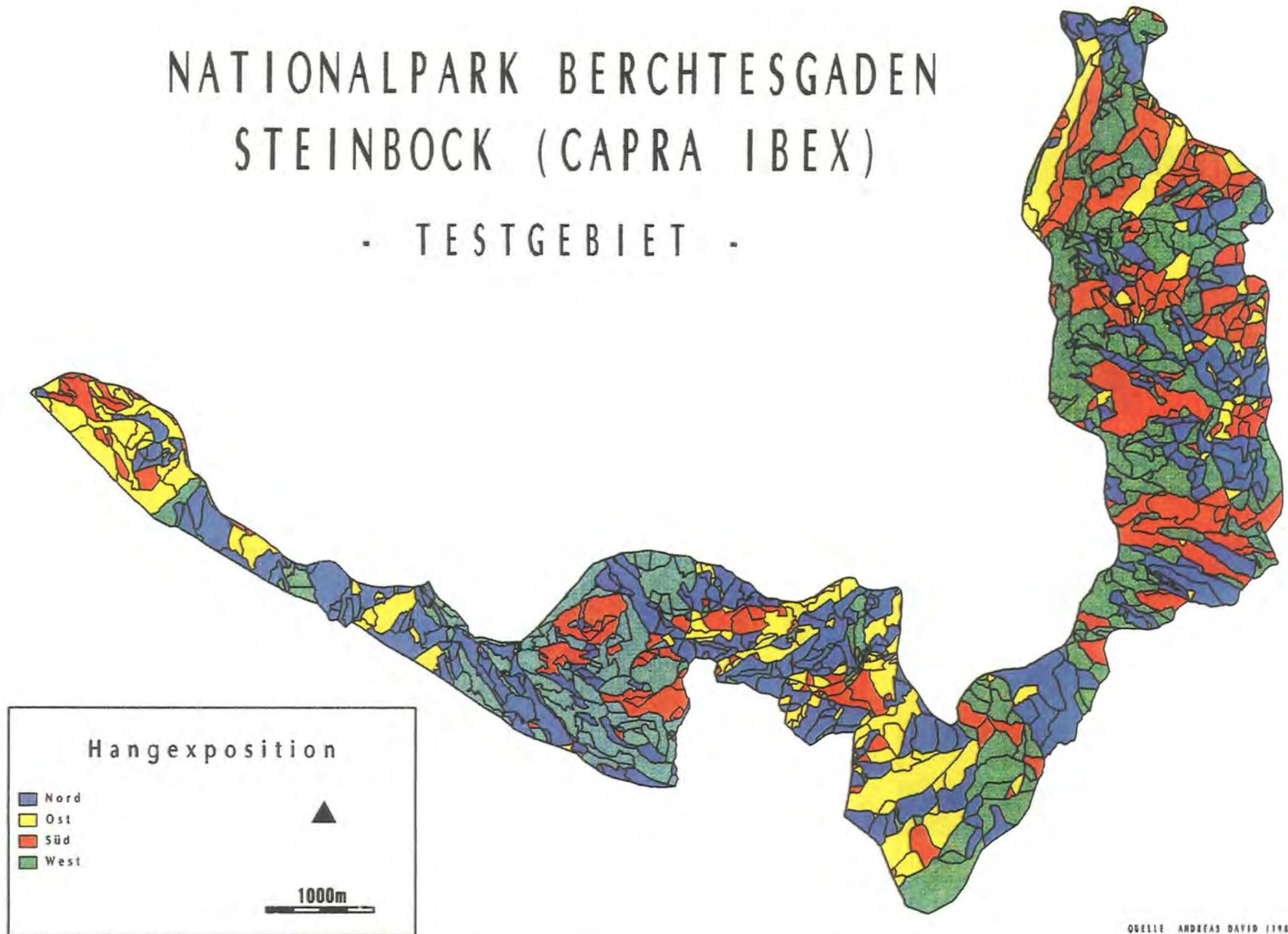


Abb. 47: Verteilung der Höhenstufen im Untersuchungsgebiet.

# NATIONALPARK BERCHTESGADEN STEINBOCK (CAPRA IBEX)

- TESTGEBIET -



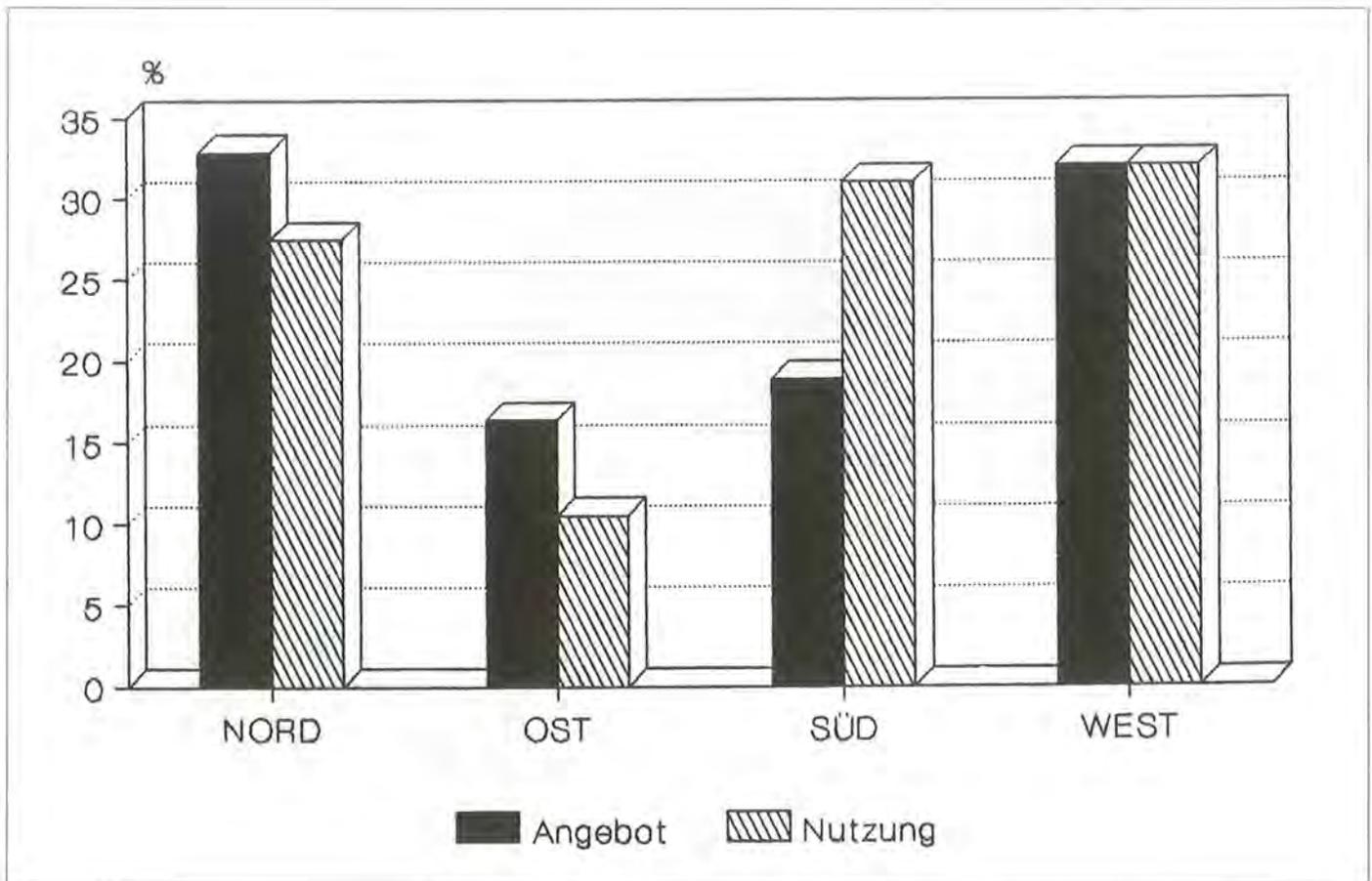


Abb. 49: Angebot und Nutzung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Hangexpositionen (Präferenzindizes: Süd = 1,64; West = 1,0; Nord = 0,84; Ost = 0,64).

beobachtet. Die beschriebenen Vegetationseinheiten wurden von Böcken und Geißen gleichermaßen genutzt. Insgesamt sind 69 % der aufgeführten Pflanzen Kräuter und Zwergsträucher. 17 % sind grasartige Pflanzen, 4 % Gehölzpflanzen und 10 % Moose (inkl. *Selaginella selaginoides*) und Flechten.

Tab. 36: Pflanzen mit > = 50 % Stetigkeit in den genutzten Felsspaltengesellschaften.

Androsacetum helveticae (Potentilletum caulescentis) Felsspaltengesellschaften	
Androsace helveticae	Carex mucronata
Festuca alpina	Kernera saxatilis
Lecidea decipiens	Tortella tortuosa
Saxifraga caesia	Campanula cochlearifolia

Tab. 37: Pflanzen mit > = 50 % Stetigkeit in den genutzten Latschengebüschen.

Rhododendro mugetum – Latschengebüsch	
Rhododendron hirsutum	Dicranum scoparium
Pinus mugo	Rhytidadelphus triquetus
Vaccinium myrtillus	Potentilla erecta
Vaccinium vitis-idaea	Campanula scheuchzeri
Homogyne alpina	Geranium sylvaticum

Tab. 38: Pflanzen mit > = 50 % Stetigkeit in den genutzten Felsschuttgesellschaften.

Thlaspeetum rotundifolii – Felsschuttgesellschaften	
Thlaspi rotundifolium	Moehringia ciliata
Linaria alpina	Hutchinsia alpina
Poa minor	Festuca alpina
Saxifraga aphylla	

Tab. 39: Pflanzen mit > = 50 % Stetigkeit in den genutzten natürlichen Rasengesellschaften.

Elyno seslerietea (Seslerio sempervirentetum /Carex firmæ) Natürliche Rasengesellschaften	
Sesleria varia	Phyteuma orbiculare
Carex sempervirens	Anthyllis alpestris
Carex firma	Campanula scheuchzeri
Gentiana clusii	Polygonum viviparum
Gentiana verna	Lotus corniculatus
Gentiana aspera	Carduus defloratus
Helianthemum grandiflorum	Selaginella selaginoides
Helianthemum alpestre	Potentilla erecta
Galium anisophyllum	Soldanella alpina
Androsace chamaejasme	Festuca pumila
Nigritella nigra	Dryas octopetala
Pedicularis rostrato – capitata	

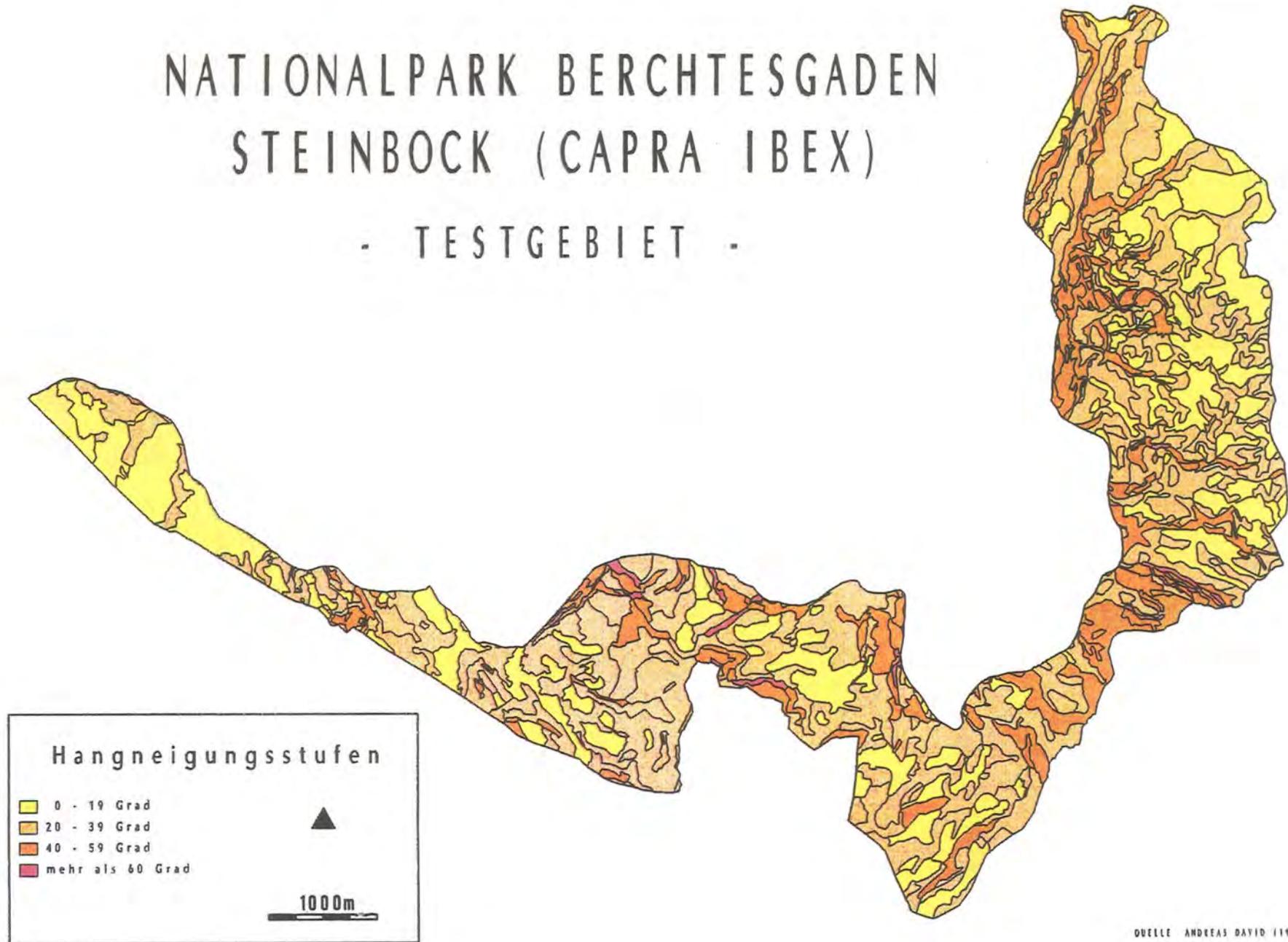
### 3.4. Potentielle Verbreitung des Alpensteinbocks in den Berchtesgadener Alpen

Die Rechenvorschriften für das Geographische Informationssystem zur Ausweisung weiterer vom Steinwild potentiell nutzbarer Flächen im Nationalpark wurden aus den Ergebnissen der Raumnutzung (s.o.) und persönlichen Beobachtungen abgeleitet. Die Ergebnisse zur Nutzung verschiedener Pflanzengesellschaften gehen hier nicht ein. Für die Kategorie hohe, mittlere und geringe Nutzung in den Monaten von Juni bis November wurden Flächen ausgewiesen (Abb. 54), die folgende Ausstattung beinhalten (Tab. 40):

Die ausgewiesenen Flächen entsprechen insgesamt 62,2 km<sup>2</sup>. Die Verteilung dieser Gesamtfläche auf die drei Nutzungsintensitäten zeigt Tab. 41. Zusätzlich sind die minimalen und maximalen Flächengrößen angegeben.

# NATIONALPARK BERCHTESGADEN STEINBOCK (CAPRA IBEX)

- TESTGEBIET -



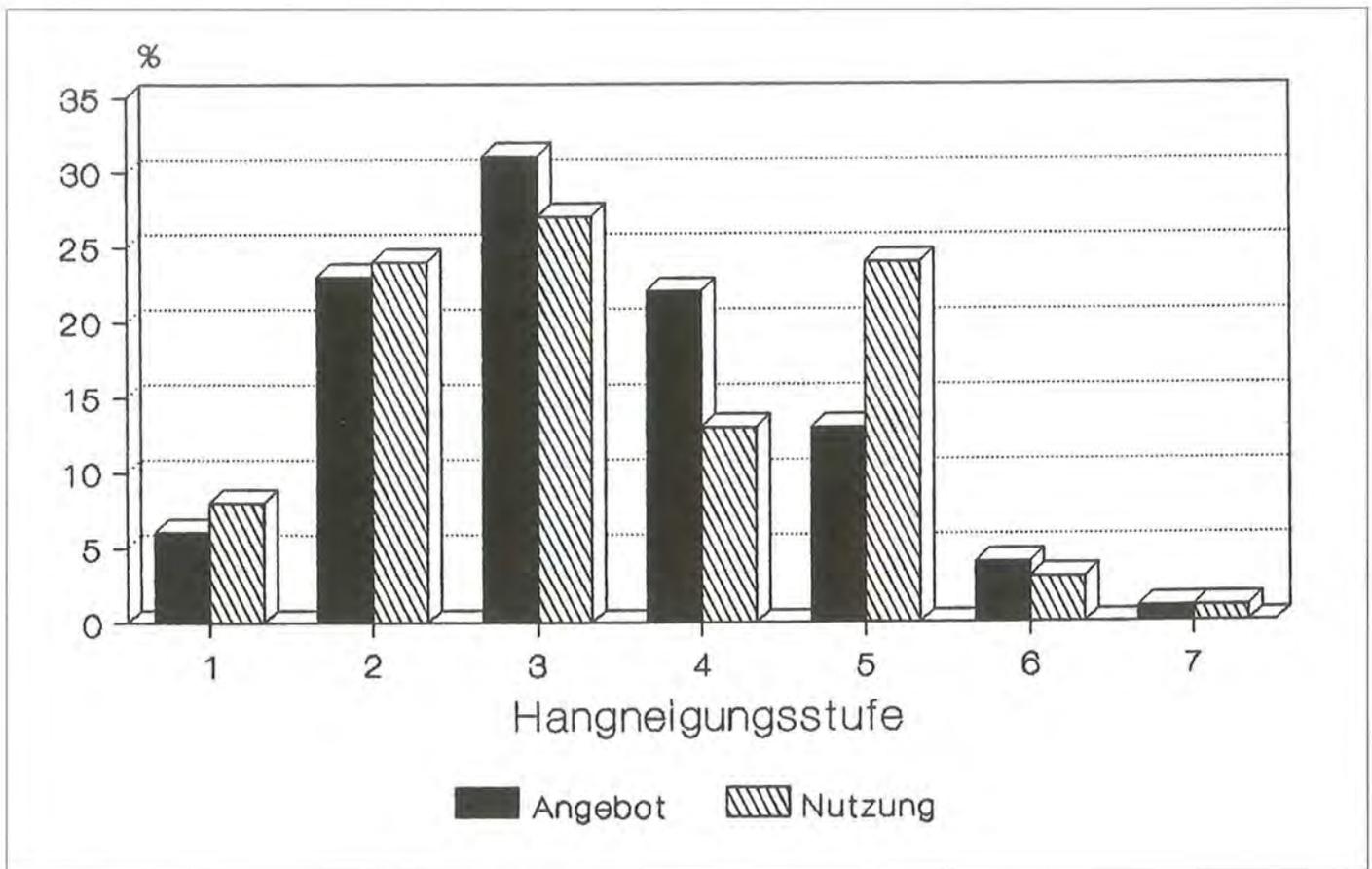


Abb. 51: Angebot und Nutzung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Hangneigungsstufen.

Für die Monate von Dezember bis Mai sind potentiell nutzbare Flächen (Wintereinstände) ausgewiesen, die sich oberhalb der 2200-Meter-Höhenlinie befinden, südexponiert sind und eine Hangneigungsstufe zwischen 30° und 59° bieten (Abb. 55). Die Parameter Niederschlag und Temperatur sind in dieser Rechenvorschrift nicht berücksichtigt. Die ausgewiesene Gesamtfläche beträgt 2,13 km<sup>2</sup>. Die Durchschnittsgröße dieser Flächen liegt bei 2,9 ha (Minimum: 826 m<sup>2</sup>; Maximum: 33 ha).

### 3.5 Konkurrenz zu anderen Schalenwildarten

Als mögliche Nahrungskonkurrenten kommen im Nationalpark Berchtesgaden nur das Gams- und Rotwild in Betracht. Die Lebensräume des Rehwildes liegen im allgemeinen wesentlich tiefer als die bekannten Steinwildeinstände. Hingegen wird der Bereich oberhalb 1600 Meter ü. NN von Gams und Steinbock gleichermaßen genutzt. Während der Beobachtungsgänge wurden ständig Gamsen im Untersuchungsgebiet beobachtet, wenn auch selten in der Nähe von Steinwildrudeln. In 9 Fällen betrug die Distanz zwischen beiden Arten weniger als 30 Meter. Auseinandersetzungen zwischen beiden Arten wurden von mir nicht beobachtet. Am 3.9.1988 stand 200 Meter nordwestlich der Eisgrabenscharte ein Gamsrudel, bestehend aus 7 Tieren (Geißen und Kitze) ca. 10 Meter von dem beobachteten Steinwildrudel (1 Bock, 6 Geißen, 4 Kitze) entfernt. Beide Gruppen ästen völlig ruhig nebeneinander. Eine nicht führende Steingeiß der Altersklasse 3 befand sich sogar zwischen den Gamsen. Das größte Gamsrudel, bestehend aus 68 Tieren, konnte ich am 3.8.1988 auf dem Plateau des Wildpalfens beobachten. Der Gams-

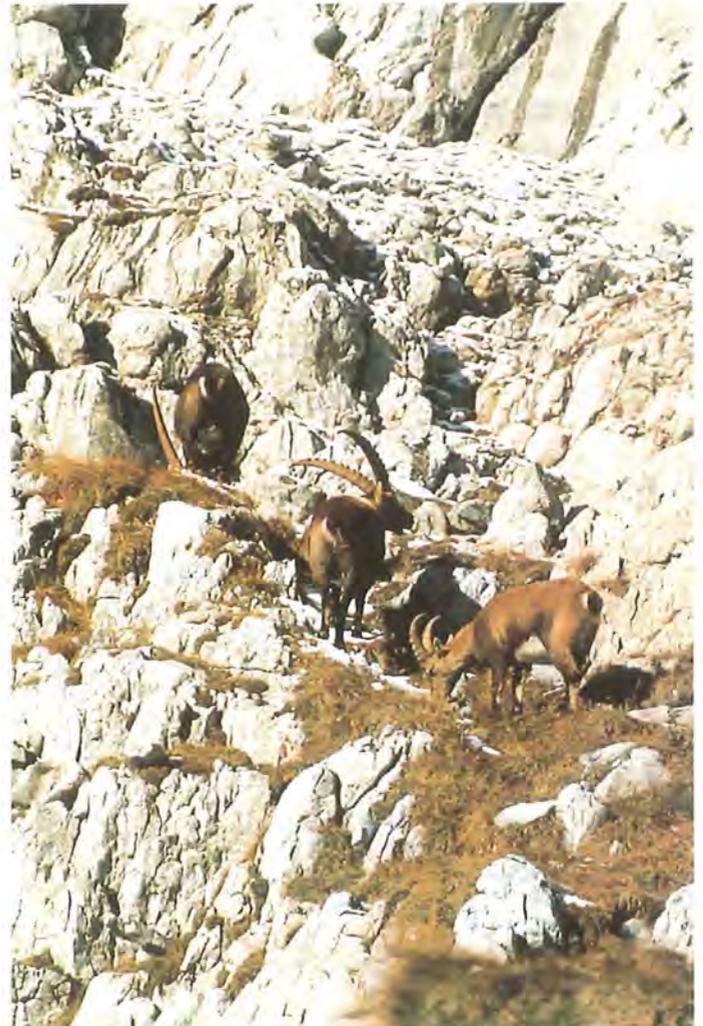


Abb. 52: Nutzung von Felsspaltengesellschaften durch Steinwild.



Abb. 53: Nutzung natürlicher Rasengesellschaften durch Steinwild.

bestand des gesamten Nationalparkgebietes wird auf 1300 bis 1600 Tiere geschätzt (d'OLEIRE-OLTMANN 1989 mündl. Mit.).

Direkte Kontakte zwischen Stein- und Rotwild konnten bisher weder von mir noch von den Bearbeitern des Rotwildforschungsprojektes beobachtet werden. Mögliche Überschneidungen in der Lebensraumnutzung zeigt eine Überlagerung

der potentiellen Verbreitungskarten beider Arten (Abb. 56). Demnach sind Kontakte äußerst selten zu erwarten bzw. unwahrscheinlich.

### 3.6 Gruppenstrukturen und Verhalten in der Gruppe

#### 3.6.1 Geißen mit Kitzen

Die Größe der reinen Geiß-Kitz-Verbände schwankte während des Beobachtungszeitraums zwischen 2 (Abb. 57) und 16 (10 Geißen, 6 Kitze) Individuen. Die durchschnittliche Rudelgröße beträgt 7,7 Individuen ( $n = 37$ ). Nur in drei Fällen wurde eine stabile Gruppenzusammensetzung über mehrere Tage beobachtet. Am 24.8. und am 2.9.1988 beobachtete ich 9 Geißen mit 7 Kitzen jeweils im nördlichen Teil des Landtals. Am 2.10. und 18.10.1988 standen 6 Geißen mit 4 Kitzen auf dem Südwest-Abfall des Kahlersbergs bzw. auf dem Laafeld. Am 23.10. und am 26.10.1988 wurden je 4 Geißen mit 3 Kitzen in der Eisgrabenscharte beobachtet. Bei allen anderen Beobachtungen hatte die Gruppenzusammensetzung betreffs Anzahl und Struktur der Geiß-Kitz-Rudel zwischen den Beobachtungen gewechselt. Während dieses Zeitraums halten die Muttertiere auch jüngere Geißen und Böcke auf Distanz. Am 18.7.1988 beobachtete ich eine Gruppe aus 2 Geißen mit Kitzen und einer Geiß der Altersklasse 1 unterhalb des Hochschirrs von 12:15 bis 15:00 Uhr. Die jüngere Geiß stand im Abstand von ca. 25 Meter zu den anderen Tieren. Versuchte sie diese Distanz zu unterschreiten, sicherte eines der Muttertiere sofort in diese Richtung und ging einige Meter auf das jüngere Tier zu. Die beiden Kitze blieben bei

Tab. 40: Rechenvorschrift für die potentielle Verbreitungskarte „Sommer“.

Nutzungsgrad	RN-Typ	Meereshöhe	Exposition	Hangneigung
Hoch	1	$\geq 19$	$\geq 175 > 2 = 75$	$\geq 1 > = 6$
Mittel	2,5	$\geq 19$	$\geq 175 > = 275$	$\geq 1 > = 6$
	1	$\geq 16 > = 18$	$\geq 175 > = 175$	$\geq 1 > = 6$
	1	$\geq 16$	$\geq 25 > = 150$	$\geq 1 > = 6$
Gering	3,6	$\geq 16$	$\geq 25$	$\geq 1 > = 6$
	6	$\geq 16$	$\geq 25 > = 150$ u. $\geq 300$	$\geq 1 > = 6$
	5	$\geq 16 > = 18$	$\geq 175 > = 275$	$\geq 1 > = 6$
	2	$\geq 19$	$\geq 25 > = 150$ u. $\geq 300$	$\geq 1 > = 6$

Tab. 41: Flächenstatistik der potentiellen Verbreitungskarte „Sommer“.

Nutzungsintensität	Gesamt	Durchschnitt	Min.	Max.
Hoch	5,2 km <sup>2</sup>	2,5 ha	59 m <sup>2</sup>	0,54 km <sup>2</sup>
Mittel	28 km <sup>2</sup>	6,5 ha	465 m <sup>2</sup>	4,9 km <sup>2</sup>
Gering	29 km <sup>2</sup>	5,0 ha	164 m <sup>2</sup>	1,72 km <sup>2</sup>

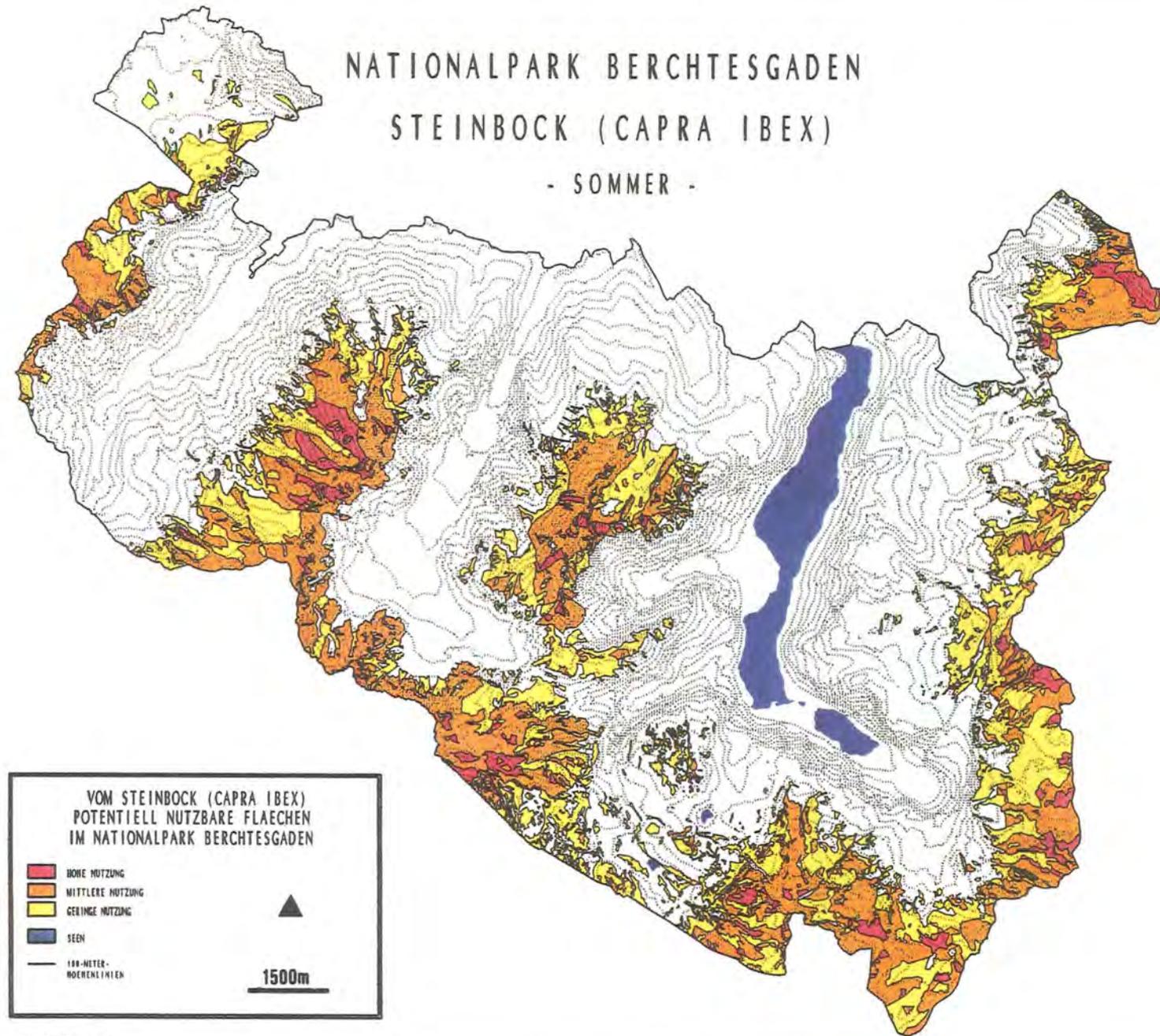


Abb. 54: Karte der potentiellen Steinwildverbreitung im Untersuchungsgebiet für die Sommermonate.

# NATIONALPARK BERCHTESGADEN STEINBOCK (CAPRA IBEX)

· WINTER ·

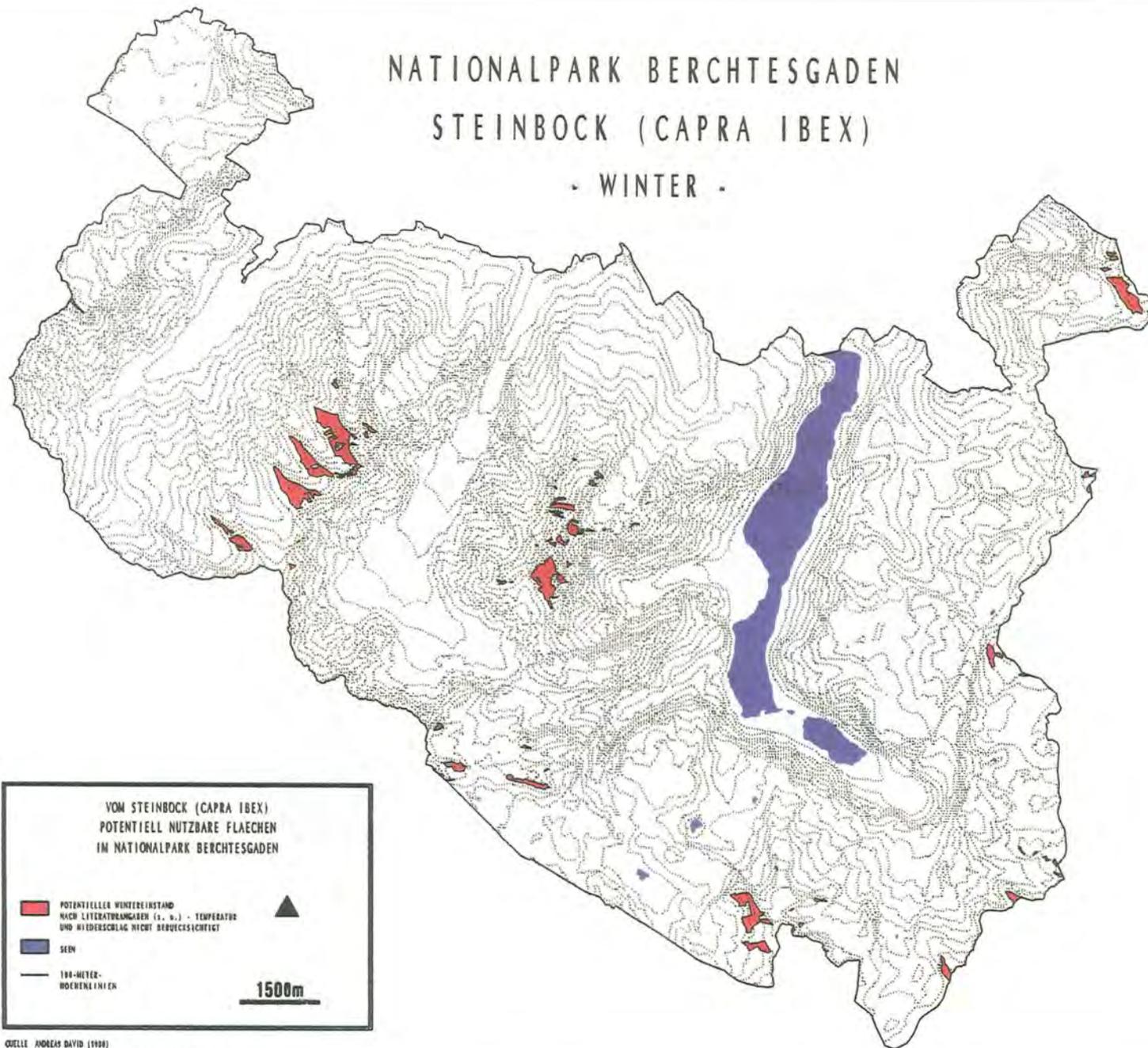


Abb. 55: Karte der potentiellen Steinwildverbreitung im Untersuchungsgebiet für die Wintermonate.

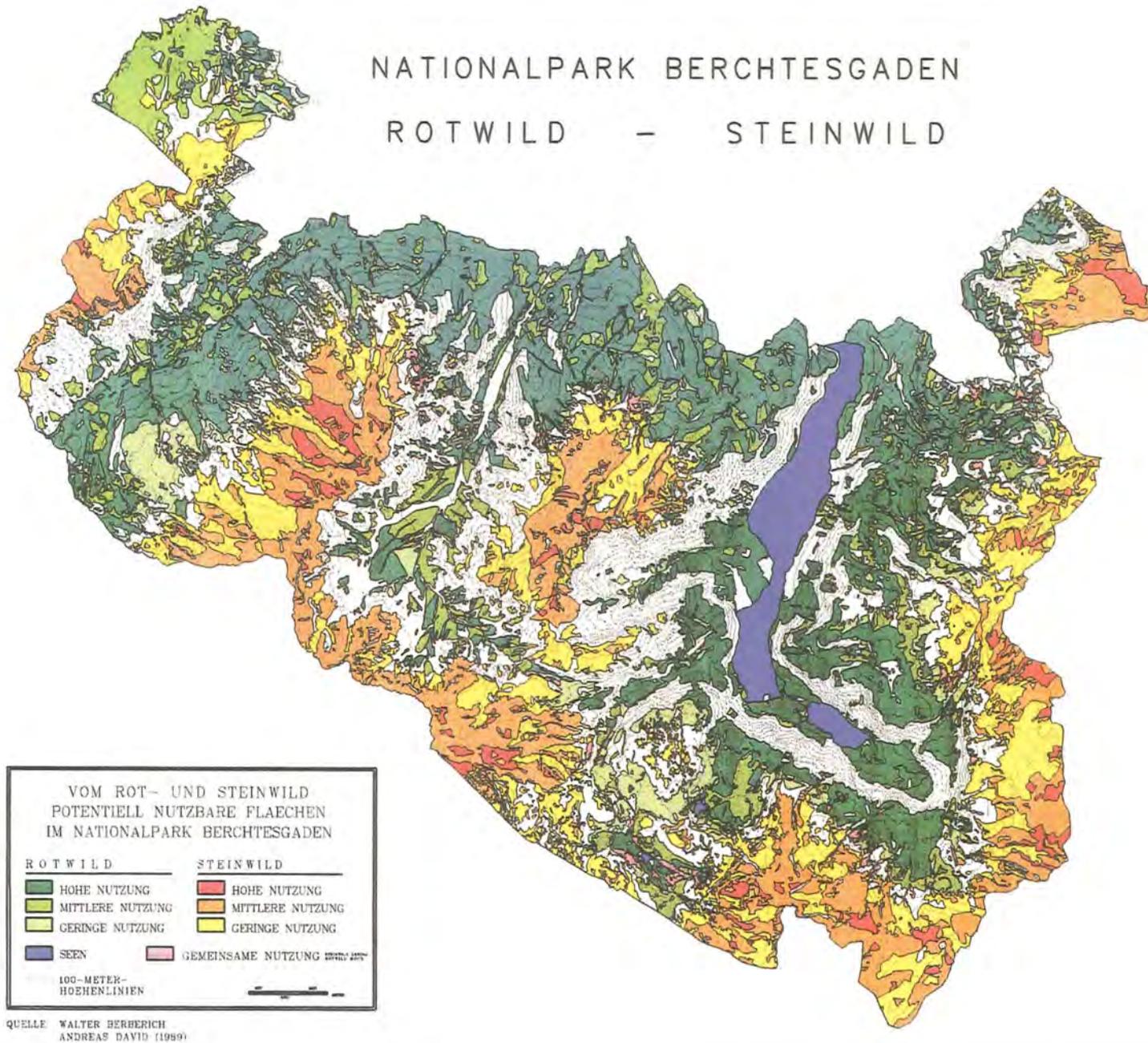


Abb. 56: Potentielle Raumnutzung von Rotwild und Steinwild im Nationalpark Berchtesgaden.

der anderen führenden Geiß, die ebenfalls in Richtung des jüngeren Tieres sicherte. Näherte sich dieses weiter der Kitz-Geißen-Gruppe, zog die eine Geiß zielstrebig auf den „Eindringling“ zu, um diesen anschließend anzugreifen und ca. 20 Meter laufend zu verfolgen. Dieser Vorgang wiederholte sich insgesamt 4mal. Das Verhalten wurde während der frühen Beobachtungsphase (bis Juli) häufiger registriert, u. a. am 19.7. an derselben Gruppe. Ab August konnte dies nicht mehr beobachtet werden, und die Kitz-Geißen-Gruppen schlossen sich mit jüngeren Geißen und Böcken zu gemeinsamen Verbänden zusammen. So konnte am 13.8. ein 31er-Rudel, bestehend aus 3 jungen Böcken, 11 Geißen mit Kitz und 6 nicht führenden Geißen, im Eisgraben beobachtet werden.

Während die Kitze in früher Jugend dicht bei ihren Müttern standen bzw. lagen und diesen ständig folgten, begannen sie nun selbständige Ausflüge zu starten und „Kindergärten“ zu bilden, die sich aber stets im Rudel befanden. In diesen Kindergärten erkletterten die Kitze nahe gelegene Felsen, verfolgten sich spielerisch oder führten Kampfspiele durch. Eine oder mehrere der führenden Geißen standen während dieser Phasen in unmittelbarer Nähe der Kitze. Die anderen Geißen ruhten dann in lockeren Verbänden, fraßen oder kauten wieder. Die Nahrungsaufnahme erfolgt stehend, liegend oder „kniend“, wobei sich die Tiere auf die Handgelenke der Vorderläufe niederlassen. Während der Nahrungsaufnahme in stehender Haltung befinden sich die Vorderläufe entweder direkt nebeneinander oder in Schrittstellung versetzt. Sämtliche Verhaltensweisen dieser Geißen wurden durch häufiges Sichern unterbrochen. Die Kitze wurden unregelmäßig gesäugt und folgten häufig zu mehreren einer Geiß, die sich im Rudel bewegte. Auch bei Standortwechseln der gesamten

Rudel zogen die Kitze oft zu dritt oder viert hinter einer Geiß her. Auseinandersetzungen zwischen führenden Geißen wurden von mir nur dreimal beobachtet. Die Tiere prallen dabei mit den Gehörnen aufeinander oder rammen sich in die Seite oder Flanke und versuchen ihre Widersacherin mit gesenktem Haupt wegzuschieben. Verletzungen wurden nicht registriert.

Die Ruhephasen, oft gekoppelt mit Wiederkäuphasen, lagen überwiegend in den Mittagsstunden. An Tagen großer Hitze suchten die Tiere unter überstehenden Felsen oder in höhlenähnlichen Felsnischen Schutz vor der Sonne. Dieses Verhalten wurde auch bei den Böcken und nicht führenden Geißen beobachtet.

### 3.6.2 Nicht führende Geißen

Die weiblichen Tiere ohne Kitz standen während der Beobachtungen in der Nähe der Kitz-Geißen-Gruppen oder später innerhalb der Rudel selbst (s.o.) und zogen dann mit diesen umher. Verbände nicht führender Geißen wurden nicht registriert. Eine Ausnahme der geschilderten Verhaltensweisen bildeten zwei nicht führende Geißen der Altersklasse 5 (10 Jahre und älter). Diese beiden Tiere, als „Geltgeiß I und II“ benannt, wurden 4- bzw. 5mal beobachtet. Am 18.8.1988 fand ich beide um 9:00 Uhr allein ca. 150 Meter westlich des Hochsälgipfels. Die Tiere waren völlig vertraut und sehr ruhig. Am 8.9. beobachtete ich beide erneut auf dem Hochsäl – wiederum allein. Am 11.9. standen beide mit drei anderen Geißen und 3 Kitzen im Rudel auf dem Südwestabfall des Kahlersbergs und am 20.9. mit 8 Geißen, 6 Kitzen und 2 einjährigen



Abb. 57: Steingeiß mit Kitz (4 Monate alt).

Böcken (beide individuell bekannt, „Kreuzer“ und „Pinsel“) im nördlichen Teil des Landtals. „Geltgeiß I“ und „Pinsel“ fand ich dann allein am 15.10. ca. 100 Meter vor dem Sattel des Hochgschirrs. Einzelne nicht führende Geißen wurden nicht beobachtet.

### 3.6.3 Böcke und Geißen

Da der Beobachtungszeitraum die Brunft (Dezember bis Januar) nicht einschloß, beziehen sich die Verhaltensbeobachtungen in diesem Kapitel nur auf jüngere Böcke (1 bis 3 Jahre), die sich noch innerhalb der Kitz-Geißen-Gruppen aufhielten. Eine Ausnahme machte ein 5jähriger Bock, den ich am 11.8.1988 um 13:00 Uhr mit 4 Geißen, 2 Kitzen und einem 1jährigen Bock am Südhang des Grieskogels beobachtete. Das Tier stand bzw. lag ca. 20 Meter über der restlichen Gruppe. Abgesehen von unregelmäßigem Sichern in seine Richtung wurde der Bock von den Geißen nicht beachtet. Um 14:00 Uhr zog er ohne zu stoppen ca. 10 Meter an der ruhenden Gruppe vorbei in Richtung Niederbrunnsluzenscharte und Steinernes Meer. Die älteste Geiß der Gruppe erhob sich, stellte sich in Richtung des Bockes und schaute ihm nach. Die übrigen Rudelmitglieder beobachteten ihn ebenfalls, blieben aber liegen.

Am 13.8. um 10:20 Uhr standen 3 Böcke (Alter: 2, 2, 1 Jahre) mit 17 Geißen und 11 Kitzen in einem Rudel am Südhang des Wildpalfens. Innerhalb des Rudels standen die drei Tiere ständig zusammen. Um 11:10 Uhr begann der 1jährige der 3 Böcke einen der älteren mit den Hörnern zu schieben und zu stoßen. Nach anfänglichem Ausweichen drehte sich dieser in

Richtung des 1jährigen Bockes, stellte sich auf die Hinterläufe und rammte mit seinem Gehörn Haupt und Hörner des „Gegners“. Anschließend holte er mit einer Pendelbewegung des Halses aus, rammte seinem Widersacher in die Flanke und schob ihn so ca. 2 Meter vor sich her. Beide blieben unverletzt. Nach einer kurzen Ruhepause ritt dann der 2jährige Bock auf den 1jährigen auf. Am 20.8. standen die 3 genannten Böcke mit 8 Geißen und 5 Kitzen im Westabschnitt des Eisgrabens. Während der restlichen Beobachtungen von jüngeren Böcken (1 bis 3 Jahre) in Geiß-Kitz-Verbänden ( $n = 23$ ) konnte ich kein auffälliges Verhalten der Böcke registrieren. Kämpfe zwischen Geißen und den im Rudel befindlichen Böcken wurden nicht beobachtet. Einzeln stehende junge Böcke wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums ebenfalls nicht beobachtet.

### 3.6.4 Böcke

Die in diesem Abschnitt beschriebenen Verhaltensweisen beziehen sich auf 3jährige bzw. ältere Böcke. Die Größe der „Verbände“ schwankte zwischen 1 und 9 Individuen, wobei die Böcke, die 6 Jahre bzw. älter waren, bis auf eine Ausnahme stets in einem Rudel zusammenstanden. Diese Tiere sind gegenüber Beobachtern mit entsprechendem Verhalten die vertrautesten Individuen der Population. Sofern die Tiere nicht gestört werden, beschränkt sich ihre Aktivität in den Monaten Juni bis November weitgehend auf die Nahrungsaufnahme sowie Ruhe- bzw. Wiederkäuphasen. Das Verhalten bei der Nahrungsaufnahme entspricht dem der Geißen (s.o.). Während der Liegephasen ruhen Böcke und Geißen meistens mit unter den Körper gezogenen Läufen oder liegen auf der

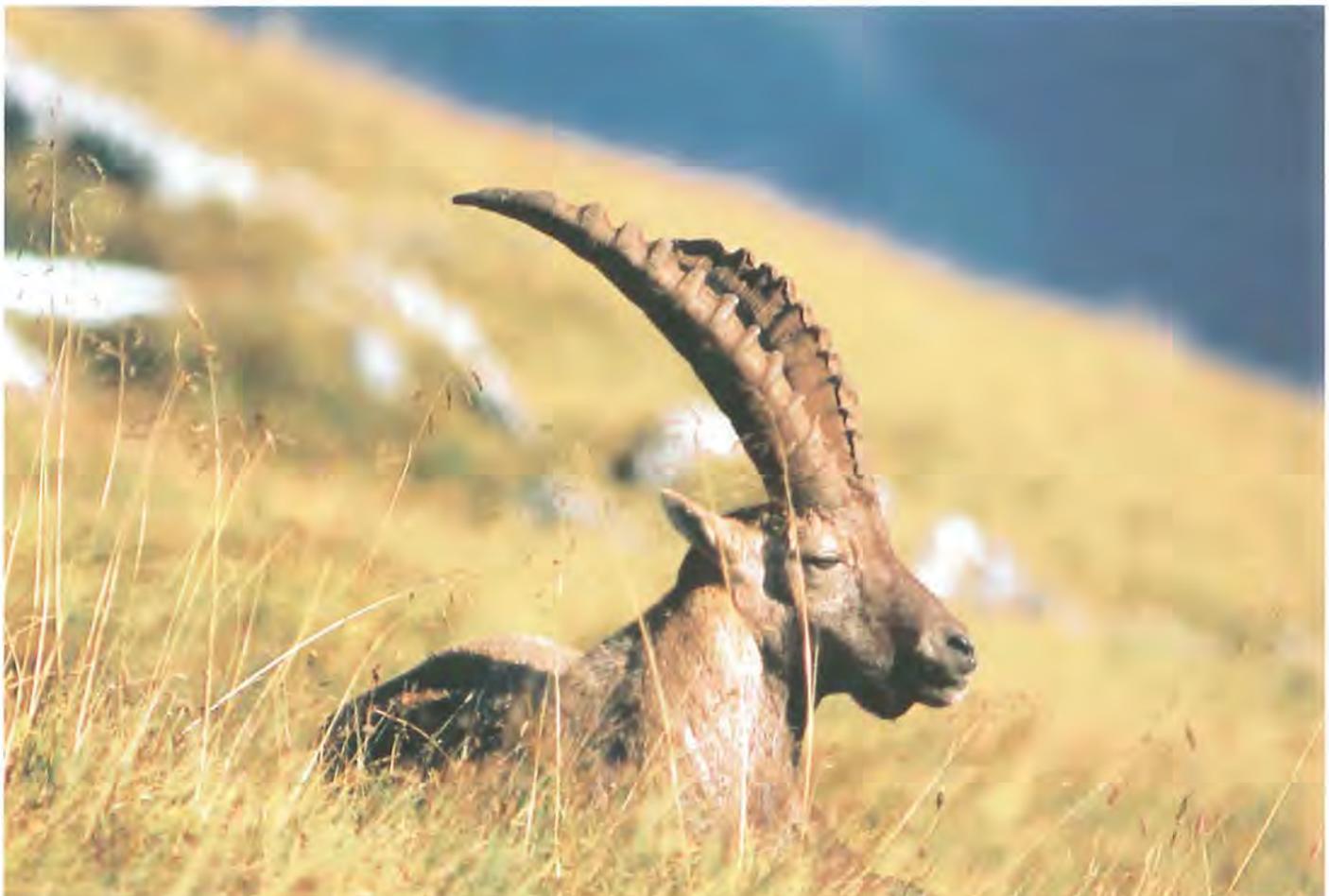


Abb. 58: „Dösender“ Bock (5jährig).



Abb. 59: 8jähriger Bock, stehend kratzend.

Seite, wobei die Läufe gerade ausgestreckt sind. Bei der ersten Haltung ist der Kopf erhoben oder auf dem Unterkiefer aufgestützt. Meistens „dösen“ die Tiere nur (Abb. 58). Die eigentlichen Schlafphasen sind sehr kurz (ca. 1 min.). Häufig kratzen sich die Tiere in den Liegephasen mit dem Gehörn an verschiedenen Körperstellen, wobei dieses Verhalten gerade bei den Böcken auch häufig im Stehen zu beobachten ist (Abb. 59.). Die älteren Böcke sichern nur sehr selten. Auffallend ist ein oft minutenlanges Starren in eine Richtung, das meistens von einem erhöhten Geländepunkt (z. B. Hangvorsprung) herab erfolgt. Ein möglicher Störfaktor für die Tiere konnte in diesen Fällen nicht beobachtet werden. Ohne Beunruhigung sind sämtliche Bewegungen der Tiere sehr langsam. Kämpfe innerhalb eines Bockrudels wurden nur zwischen den jüngeren, annähernd gleich alten (3 bis 5 Jahre) Böcken beobachtet. Diese Auseinandersetzungen äußerten sich im Aufeinanderprallen der Gehörne bzw. durch Schieben und Stoßen des Gegners mittels des Gehörns. Zuvor erhoben sich die Tiere etwas auf die Hinterläufe und ließen sich dann mit gesenktem Gehörn in Richtung Kopf des Widersachers auf die Vorderläufe fallen. Eine völlig aufrechte Stellung auf den Hinterläufen vor dem Zusammenprall, wie sie für die Kämpfe älterer Böcke beschrieben ist (u. a. AESCHBACHER, 1978), wurde nicht beobachtet. Häufig kam es überhaupt nicht zum Zusammenprall der Gehörne. In diesen Fällen standen die Gegner nach dem Herabfallen von den Hinterläufen noch ca. 20 bis 30 cm auseinander.

### 3.7 Fluchtdistanzen

Grundsätzlich sind die führenden Geißen gegenüber dem Beobachter weit weniger vertraut als die noch nicht bzw. nicht

mehr führenden Geißen. Gerade kurze Zeit nach dem Setzen der Kitze liegt ihre Fluchtdistanz nicht unter 50 Meter. Die Fluchtdistanz der nicht führenden Geißen ist mit 5 bis 10 Meter wesentlich geringer und ihr Verhalten gegenüber dem Beobachter vertrauter als das der Muttertiere. Die Fluchtdistanz der Böcke liegt normalerweise bei ca. 15 Meter. Bei völlig ruhiger Annäherung, unterbrochen von einigen Pausen, konnte ich jedoch manchmal wesentlich näher an die Tiere herankommen. Bei einem solchen Test gelang es mir am 24.10. im Südhang des Wildpalfens, mich dem ältesten Bock des Rudels bis auf ca. 2,5 Meter sitzend zu nähern. Um individuelle Merkmale einzelner Individuen besser erfassen und beschreiben zu können, war es teilweise nötig, möglichst nah an die Tiere heranzukommen. In allen Fällen sicherten die Tiere zunächst in meine Richtung. Bei weiterer Annäherung begannen verschiedene Tiere der jeweiligen Gruppe mit einem Pfeifton zu warnen. Zusätzlich „knufften“ (KRÄMER & AESCHBACHER, 1969) einige Tiere und stampften mit einem Vorderlauf auf den Boden auf. Dieses Aufstampfen wurde hauptsächlich bei den Böcken beobachtet. Wurde die Annäherung an die Gruppe daraufhin eingestellt, folgte kein Fluchtverhalten. Schon nach sehr kurzer Zeit (ca. 1 Minute) waren die Tiere wieder völlig ruhig. In einigen Fällen näherten sich die Tiere mir neugierig und blieben in ca. 4 bis 5 Meter Entfernung stehen. Das beschriebene Pfeifen wurde auch von den Kitzen während ihrer Spiele häufiger ausgestoßen. Die menschliche Wittrung auf größere Distanzen (50 bis 100 Meter) löste keine Unruhe oder Fluchtverhalten bei den Tieren aus. Insgesamt liegt die Fluchtdistanz des Steinwildes im Hagengebirge deutlich unter der des Gamswildes, die i.d.R. bei größeren Rudeln nicht unter 100 Meter liegt. Kleinere Gruppen oder Einzeltiere zeigen eine geringere Fluchtdistanz.

### 3.8 Verhalten bei Störung

Störungen, die das Verhalten der Tiere offensichtlich nachhaltig beeinflussten, wurden nur in 4 Fällen beobachtet, je 2mal durch Hubschrauber und durch Hunde.

#### 3.8.1 Hubschrauber

Am 20.9.1988 um 11:40 Uhr flog über die beobachtete Gruppe (2 junge Böcke, 10 Geißen, 6 Kitze) im Landtal ein Hubschrauber in ca. 150 Meter Höhe hinweg. Die bis dahin ruhenden Tiere standen auf und liefen einige Meter unruhig hin und her. Die Kitze standen eng bei ihren Müttern. Ein ca. 15 Meter oberhalb der Gruppe stehender einzelner Gamsbock lief durch das Steinwildrudel hindurch. Die jüngeren Tiere des Rudels stoben auseinander, während die älteren Geißen stehenblieben. Einige Minuten nachdem der Hubschrauber verschwunden war, sicherten die Tiere immer noch unruhig nach oben. Am 26.10. um 14:00 Uhr flog ein Hubschrauber ca. 100 Meter über die von mir beobachteten 3 Böcke im Südhang des Wildpalfens. Die bis dahin ruhende Gruppe stand auf und flüchtete ca. 150 Meter ostwärts am Hang entlang.

#### 3.8.2 Hunde

Am 15.10. änderten 2 Touristen mit Hund trotz meines Hinweises auf die am Hochgschirr stehende Gruppe Steinwild ihre Route nicht. Als der Hund noch ca. 50 Meter entfernt war, begannen die Geißen aufgeregt in Richtung des Hundes zu sichern und zu warnen. Anschließend sprang die Gruppe nach oben in den Westhang des Kahlersberg ab. Eine ähnliche Störung passierte am 24.8. am Südwest-Abfall des Kahlersbergs. Die Tiere, eine Geiß mit Kitz, gallopierten hochflüchtig in Richtung Bärensunkschoß davon.

Zweimal wurden die beobachteten Rudel in Höhen von 25 bis 30 Meter von einem bzw. zwei Steinadlern überflogen (11.8. Niederbrunnsulzenkopf, 9.9. Laubwand). In beiden Fällen handelte es sich um Geiß-Kitz-Rudel. Außer einem Sichern der Geißen nach oben blieben die Gruppen völlig ruhig. Der Steinadler gilt als der letzte potentielle Raubfeind des Steinwilds im Berchtesgadener Raum.

## 4 Diskussion

Die wesentlichen Untersuchungsschwerpunkte der vorliegenden Arbeit waren die Erfassung und Darstellung der vom Steinwild genutzten Lebensräume und deren Ausstattung sowie weiterer potentiell besiedelbarer Bereiche im Nationalpark Berchtesgaden. Die Daten erlauben eine Beurteilung der beiden Einbürgerungsaktionen (Blühnbachtal 1927 und Röth 1944) und die Abschätzung eventueller negativer Auswirkungen, wie z. B. Waldverbißschäden oder herbeigeführte Konkurrenzsituationen zu anderen Schalenwildbeständen des Gebietes. Hinzu kam die Auswertung von Archivdaten über die Entwicklung und Geschichte der Untersuchungspopulation.

Die Freilanduntersuchungen zur Erfassung der Einstandsgebiete durch Direktbeobachtung stießen durch die hohe Mobilität der Tiere und das stark zerklüftete Gelände mit großen Höhenunterschieden auf Schwierigkeiten. Auf den Hochplateaus und alpinen Matten waren Nahbeobachtungen ohne allzu großen Aufwand möglich. Während dieser Beobachtungen wurden die individuellen Daten und Merkmale der Einzeltiere aufgenommen. Da auf Radiotelemetrie verzichtet werden mußte, blieb das Datenmaterial betreffs der Einstandswahl und täglichen bzw. saisonalen Wanderungen relativ gering. Trotzdem dürfte es sich um einen repräsentativen Ausschnitt handeln, und mehr Daten würden zwar eine größere Beweiskraft, aber kaum ein tendentiell (qualitativ) anderes Ergebnis bringen.

Der Einsatz von Radiotelemetrie oder künstlichen Sichtmarkierungen hätte die Immobilisation oder das Einfangen einiger Tiere vorausgesetzt. Eine Narkotisierung sollte nur bei größtmöglicher Sicherheit für die Gesundheit des Tieres erfolgen (ONDERSCHEKA, 1982). Die Immobilisation von Steinböcken im Freiland durch Narkosegeschosse ist durch das Fluchtverhalten der Tiere – Steinwild zieht sich rasch in steile Felswände zurück – mit Risiken verbunden und kann Verluste durch Abstürze mit sich bringen, was mit den Richtlinien der Nationalparkforschung nicht zu vereinbaren wäre. RUEDI et al. (1985) empfehlen zur Narkotisierung von Steinwild Rompun (bis 1 ml 20 %iger Lösung) bei einer Schußentfernung von 35 bis 40 Meter. Alternativ dazu wird Immobilon (Etorphin und Acepromacin) verwendet (ONDERSCHEKA & HARTL, 1989). Das amerikanische Cap-Chur Gun hat sich bei der Immobilisation von Gams- und Steinwild bewährt (KLINGER & KRÄMER, 1966). Das Einfangen der Tiere mittels Kastenfallen setzt durch den Aufbau der Fallen und die schlechte Fängigkeit der Tiere einen erheblichen Zeit- und Personalaufwand voraus. In mit Salzlecksteinen beköderten Fallen kamen KLINGER & KRÄMER (1966) in den Jahren 1964 und 1965 auf durchschnittlich 20 bzw. 37 Fallentage pro Tier.

Künstliche Markierungen, die sich bei verschiedenen Schalenwildarten bewährt haben, sind Ohrmarken, farbige Halsbänder, Markierung des Geweihs oder Gehörns durch farbige Klebebänder und eine Farbmarkierung des Fells (KRÄMER, 1966; NAEF, 1979).

In fast allen Wildtierpopulationen tritt ein gewisser Prozentsatz von Tieren auf, die aufgrund bleibender körperlicher Merkmale eindeutig identifizierbar sind (KRÄMER, 1966). Diese Methode anhand von photographiegestützten Identitätsblättern hat sich während meiner Untersuchung relativ gut bewährt, hat aber den Nachteil, daß sich Beobachtungsmeldungen anderer Personen kaum verwerten lassen.

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Alpensteinbocks nach der letzten eiszeitlichen Vergletscherung lag nach den vorhandenen Angaben nur westlich einer Nord-Süd-Linie, die etwa von Salzburg über den Großglockner bis Osttirol führt. Östlich dieser Linie weist nichts auf ein ehemaliges Steinwildvorkommen hin (ELSNER-SCHACK v., 1982). Im östlichen Teil seines Verbreitungsgebietes wird der Steinbock erstmals im Jahre 902 im Zusammenhang mit einer Jagd aus dem Brixental in Tirol erwähnt. Aus der späteren Zeit liegen hauptsächlich Nachweise und Bestandangaben aus dem Land Salzburg und dem Zillertal vor (TRATZ, 1960). Auch TSCHUDI (1865) berichtet von dem „seiner Zeit so steinwildreichen Zillerthale“. AMON (1958, 1959) bezeichnet das Zillertaler Steinbockvorkommen als das von den urkundlich bestätigten Populationen östlichste, was zudem durch Hege forciert wurde (Fütterung). Erste Beschreibungen dieser Population sind aus dem Jahr 1416 vorhanden. Die letzten Angaben stammen aus dem Jahr 1712. Weiter östlich gesichtete Tiere waren seiner Meinung nach Einzelgänger. Seine Aussagen stützen sich auf Literaturangaben über bisherige Erdkunde des Steinbocks, die auf eine horstweise Verbreitung von der Nordgrenze einer rekonstruierten zirkummediterranen Waldgrenze (Nordgrenze der palaearktischen Region) nordwärts bis an den 50. Grad nördlicher Breite und südlich bis an den Südrand der Maximal-Vergletscherung Europas schließen läßt. Der Ostzipfel des Zillertals liegt ca. 80 km südwestlich des heutigen Berchtesgadener Steinwildvorkommens.

Der Steinbock gilt als äußerst kälteresistent und kann nach NIEVERGELT (1964) auch extreme Kältebelastungen ohne weiteres ertragen. Er scheint kälteresistenter zu sein als Gemse und Rothirsch (HOFMANN & NIEVERGELT, 1972). Für das Ren (*Rangifer tarandus*) und den Moschusochsen (*Ovibos moschatus*) wurde bei Temperaturen unter  $-50^{\circ}\text{C}$  ein Stoffwechsellanstieg festgestellt (HENSEL, 1955). Während der Eisfuchs (*Alopes lagopus*) bei  $-40^{\circ}\text{C}$  mit dem Kältezittern beginnt (MEILE, 1963), liegt dieser Wert beim Alpensteinbock bei  $-35^{\circ}\text{C}$  (ONDERSCHEKA & HARTL, 1989). BUBENIK (1984) vermutet, daß die Körpertemperatur zum Zweck der Energieeinsparung vorübergehend um einige Grad Celsius gesenkt werden kann, begründet seine Annahme jedoch nicht. HESSE (1924) bezeichnet den Steinbock als stenotherm kälteliebend. Trotzdem ist das kalte und vor allem niederschlagsreiche Winterklima der Berchtesgadener Alpen offensichtlich ein wesentlicher Faktor für die Wachstumsstagnation der Population. Wichtig erscheint hierbei das Zusammenwirken von niedrigen Temperaturen und hohen Niederschlägen: Nach AMON (1959) spielt der Verlauf der Januar-Isothermen von  $+1^{\circ}\text{C}$  bis  $+2^{\circ}\text{C}$  als ein in Nord-Süd-Richtung verlaufender Grenzstreifen eine ganz wesentliche Rolle für das Wachstum von Steinwildpopulationen. In diese Grenzen fallen das noch heute bestehende autochthone Vorkommen am Gran Paradiso sowie u. a. die großen Kolonien in Savoyen, Pontresina, Silvretta, Inner-Pitztal und im Plansee Gebiet, nicht aber z. B. die in ihrem Wachstum stagnierenden An-

siedlungen im Hagengebirge und in den Bösward-Wildalpen. Die Juli-Isothermen der zuerst genannten Gebiete liegen zwischen +16°C und +18°C. Diese Isotherme liegt im Areal der Hagengebirgskolonie in entsprechender Höhe (1800 Meter ü. NN) bei nur +9,7°C (ENDERS, 1979). Die Januar-Isotherme liegt bei -5,6°C; beide liegen also erheblich unter den Grenzwerten von AMON.

Der zweite wichtige Faktor für den Erfolg einer Steinwildpopulation ist die jährliche Niederschlagsmenge. Umgekehrt ist es also möglich, aus der Niederschlagsmenge auf die Eignung eines bestimmten Gebietes für Steinwild zu schließen und so den Erfolg einer weiteren Aussetzung abzuschätzen. Nach NIEVERGELT (1966) sinkt die Reproduktionsrate einer Steinwildpopulation bei hohen Niederschlagsmengen während der Tragzeit. In Jahren mit hohen Niederschlägen ist auch der Hornzuwachs geringer (NIEVERGELT, 1962). Im italienischen Gran Paradiso-Nationalpark führten nach dem sehr nassen Jahr 1971 nur 14 % der Geißen ein Kitz, sonst 46 % (WIERSEMA, 1982). Die inneralpinen Trockengebiete mit gut prosperierenden Steinwildpopulationen wie das Schweizer Wallis, das italienische Aostatal mit Hochsavoyen und das obere Inntal weisen Jahresniederschlagsmengen von unter 1000 mm auf (ELSNER-SCHACK v., 1982). Für eine Wiedereinbürgerung geeignete Gebiete sind nach v. ELSNER-SCHACK (1982, 1984) solche mit jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 1000 mm und 1500 mm. Nach AMON (1958) hatten alle autochthonen Verbreitungsgebiete in „historischer“ Zeit jährliche Niederschlagsmengen bis max. 1600 mm. Das vom Steinwild genutzte Gebiet im Nationalpark Berchtesgaden und den angrenzenden Gebieten zeigt jedoch im Jahresmittel Niederschläge von 2200 mm auf 1638 Meter Höhe und 2506 mm auf 2133 Meter Höhe (ENDERS, 1979).

Ein limitierender Faktor für das Wachstum eines Steinwildvorkommens ist sicherlich auch die Höhe der Schneedecke bzw. die Neuschneehöhen. Steinwild meidet hohe Schneelagen und größere Schneefelder (u. a. BAUER, 1982; BUBENIK, 1984). Der Grund hierfür ist in dem Gewicht und der Proportion der Tiere zu suchen. Steinböcke haben im Verhältnis zu ihrem Körper extrem kurze Läufe und sind somit nicht an hohe Schneelagen angepaßt. Große Schneefelder bilden für den sonst hochmobilen Alpensteinbock unüberwindbare Barrieren. Im Gegensatz zum Steinwild hat die Gemse im Verhältnis zu Körperumfang und -gewicht wesentlich längere Läufe (KOFLER, 1982a) und ist damit besser an hohe Schneelagen angepaßt. KOFLER (1982a) beschreibt, daß der Huf des Steinbocks im Vergleich zur Gemse pro Flächeneinheit etwa das Doppelte an Gewicht tragen muß. Die Hufe des Steinwilds weisen in einer harten Umrandung eine relativ weiche Sohle auf, was COUTOURIER (1958) als ideale Anpassung an das Leben im Fels wertet. Dagegen ermöglichen die harten Hufe der Gemse in schneereichen, vereisten, gefrorenen oder nassen Hängen eine höhere Beweglichkeit im Vergleich zum Steinbock (BURCKHARDT, 1961). Während der Freilandaufnahmen zur vorliegenden Untersuchung wurden Gamsrudel häufig auf großen Schneefeldern (z. T. ruhend) beobachtet; Steinwild hingegen nie.

Die Bedeutung des Faktors Schneehöhe ist auch in bezug auf geplante Einbürgerungen anderer Schalenwildarten erkannt worden. PRIEN et al. (1989) verweisen für geplante Ein-

bürgerungen von Muffelwild (*Ovis musimon*) auf die große Bedeutung der Schneedecke, da die Bewegungsaktivität der Tiere bei Schneehöhen über 25 bis 30 cm merklich nachläßt.

Gute Wintereinstände für das Steinwild zeichnen sich durch steile, südexponierte, fels- und grasdurchsetzte Hanglagen oberhalb der Waldgrenze aus (BURCKHARDT, 1961; BAUER, 1982; WIERSEMA, 1984). An solchen Hängen können sich weder große Schneemassen ansammeln, noch können sich Lawinen bilden. Die meisten Lawinen werden auf Hängen mit bis zu 60° Neigung ausgelöst. Auf steileren Hängen rutscht der Schnee bereits durch Wind wiederholt in kleineren Mengen ab, dabei wird die Nahrung freigelegt (WIERSEMA, 1982): Südexponierte, hochgelegene Hänge weisen die höchsten Besonnungssummen auf, die mit zunehmender Steilheit wachsen. Durch ihre hohe Lage werden sie nicht durch benachbarte Berge abgeschattet. Durch den hohen Besonnungsgrad schmilzt der Schnee schneller als in weniger steilen Hängen. In solchen Hängen zusätzlich vorhandene Felspartien bieten Fluchtmöglichkeiten und gewähren Windschutz sowie günstiges Kleinklima, selbst bei wechselnder Windrichtung. Eine solche Konstellation bietet dem Steinwild durch gute Verfügbarkeit der Nahrung und sichere Fortbewegung gute Überwinterungsmöglichkeiten (ELSNER-SCHACK v., 1982). HOFMANN & NIEVERGELT (1972) beschreiben die Nutzung solcher Gebiete durch das Steinwild im Oberengadin und zeigen Vergleiche zur Lebensraumnutzung von Gemse, Rothirsch und Reh in diesem Gebiet. Die genannten Anforderungen an einen guten Steinwild-Wintereinstand fehlen im Berchtesgadener Alpenraum völlig. Bei Nichtberücksichtigung der Temperatur und der jährlichen Niederschlagsmenge entsprechen nur 1 % aller Flächen im Nationalpark den obengenannten Forderungen. Der größte Anteil dieser Flächen liegt im Hochkalter- und Watzmannmassiv, beide außerhalb des Areals der Hagengebirgskolonie. Zusätzlich liegt das Verhältnis der tatsächlichen Sonnenscheindauer zur theoretisch möglichen Besonnungszeit deutlich unter den Werten aus Gebieten mit gut gedeihenden Steinbockvorkommen (AMON, 1959). Die durchschnittliche Sonnenscheindauer pro Tag beträgt für Pontresina in den kritischen Wintermonaten mit 6,3 h für Dezember und Januar sowie 7,8 h im Februar das 3- bis 4fache der Berchtesgadener Werte (AMON, 1959). Bei der Erstellung einer Karte, die unter Berücksichtigung aller genannten Parameter gute Steinwild-Wintereinstände in den Alpen ausweist, würde man im Berchtesgadener Raum keine Flächen finden, da auch die tatsächlich genutzten Wintereinstände südlich und nordwestlich des Blühnbachtals zwar über lange südexponierte Abschnitte verfügen, sich aber bezüglich der jährlichen Niederschlagsmengen (Schnee!) und Temperaturen vom Nationalparkgebiet nicht unterscheiden. Der schneereiche Winter 1969/70 z. B. verursachte bei der Untersuchungspopulation erhebliche Verluste: 11 Böcke, 5 Geißen und 10 Kitze wurden als Winterfallwild registriert, wobei der Großteil Lawinen zum Opfer fiel (NERL, 1980). Diese Tatsache erklärt auch die fehlgeschlagenen Überwinterungsversuche einiger Tiere im Nationalparkgebiet. Obwohl nach NIEVERGELT (1966) der Wechsel in die Wintereinstände beim ersten höheren Schnee recht plötzlich erfolgt, wird es sich hier um abgeschnittene Gruppen gehandelt haben, die nicht rechtzeitig in die Wintereinstände der Population wanderten. Bei plötzlichem länger andauernden Schneefall kann das Landtal für die Tiere auf dem Weg in die Wintereinstände auf österreichischer Seite eine Barriere bilden. Die nächsten etwas steileren und süd-

exponierten Hänge nutzend, versuchten die Tiere im Brustkandel und in der Landtalwand oberhalb der Fischunkel-Alm zu überwintern. AESCHBACHER (1978) bezeichnet den Wechsel vom Sommer- zum Wintereinstand als eine bis zu 3 Wochen dauernde „Drift“.

Die Frage, ob der Alpensteinbock ehemals in den Berchtesgadener Alpen heimisch war oder nicht, wird sich kaum zweifelsfrei klären lassen. HÖRMANN (1988) beschreibt das Steinwild als im Hagengebirge und im 10 km östlich davon gelegenen Tennengebirge als ursprünglich heimisch. Die oben beschriebenen Fakten sprechen deutlich dagegen, obwohl der Initiator der Steinbockeinbürgerung in der Röth, L. HECK, noch 1950 von einem dafür „ganz besonders geeigneten Gebiet“ schreibt. Hecks Vorschlag, in diese „herrliche Bergwelt“ das Steinwild „wieder einzubürgern“ hatte sicherlich emotionale Beweggründe. Obwohl „alles bis in jede Einzelheit vorbereitet wurde“, blieben die Fragen nach den jährlichen Niederschlägen und geeigneten Wintereinständen unbeantwortet. Auch v. BÜLOWs (1978) Archivforschungen, die bis in das 13. Jahrhundert zurückreichen, brachten keinen Hinweis auf ein Steinbockvorkommen in diesem Raum. Die beiden früher in Salzburg betriebenen Steinbockapotheken, in denen ausschließlich Arzneien erhältlich waren, die aus Körperteilen des Steinbocks gewonnen wurden, können nicht als Indiz für ein ehemaliges Vorkommen gelten, da zum Gebiet Salzburg damals auch das Zillertal gehörte (d'OLEIRE-OLTMANNs, 1988). ANTONIUS (1927) bemerkte bereits zu der ersten Auswilderung im Berchtesgadener Raum (Blühnbachtal), „daß es sich doch um keine Wiederansiedlung handeln könne, sondern um eine Neubesiedlung der Ostalpen mit der ganz anderen Lebensbedingungen angepaßten westalpinen Lokalrasse“.

Während der schneelosen Zeit stehen dem Alpensteinbock im Nationalpark und den angrenzenden Gebieten alle nötigen Ressourcen zur Verfügung. Darauf läßt auch die offensichtlich gute Kondition der Tiere zu dieser Jahreszeit schließen (Abb. 45). Gewichtsangaben der auf österreichischer Seite erlegten Tiere lagen mir nicht vor. Ein Vergleich mit den Werten aus dem Berner Oberland von ZUMBACH (1986) würde sich anbieten. RUSTERHOLZ (1980) beschreibt für den Alpensteinbock 4 bis 5 Äsungsperioden pro Tag.

Eine solch klare Einteilung konnte ich während meiner Beobachtungen nicht erkennen. 95 % der Lokomotion des Steinwildes sind an die Nahrungssuche bzw. -aufnahme gekoppelt (GEORGII, 1978). Sommer und Herbst sind für das Steinwild zur Einlagerung von Körperfett wichtig (ZUMBACH & LÜPS, 1987), um den Winterengpaß überstehen zu können. Nach TEN HOUTE DE LANGE (1978) ernährt sich das Steinwild im Oberengadin (Schweiz) während der Vegetationsperiode zu 60 % von Gräsern (einschl. Seggen), zu 38 % von dicotylen Kräutern und zu 2 % von Holzgewächsen. Artenmäßig sind die Kräuter, mengenmäßig die Grasartigen am stärksten vertreten. Demnach sind auch für die Untersuchungspopulation die Poa-, Festuca- und Carex-Arten als Nahrungspflanzen von großer Wichtigkeit, was sich mit meinen Beobachtungen deckt. GATTINGER, ONDERSCHEKA & HUSS (1978) untersuchten den Panseninhalt von 4 Stücken Steinwild aus dem Wintereinstand der Untersuchungspopulation (Blühnbachtal). Dort machte der Anteil der Gräser 66 % aus. Bemerkenswert erscheint mir der 2 %ige Anteil an Moosen, Flechten und Farnen. COUTOURIER (1962) schildert die Auf-

nahme von Flechten während der Vegetationsperiode. Nach RUSTERHOLZ (1980) entfallen während des ganzen Jahres 77 % der Steinbocknahrung auf Gräser. Er betont den hohen Bedarf an Rauhfutter und beschreibt eine Tendenz zum reinen Grasfresser. In geeigneten Lebensräumen braucht das Steinwild während des Winters keine Beifütterung (BUBENIK, 1984).

Mögliche Nahrungskonkurrenten des Steinwilds im Berchtesgadener Raum sind die 3 anderen vorkommenden Schalenwildarten Rothirsch, Gams und Reh. Eine Konkurrenz zum Rotwild kann im Untersuchungsgebiet bei den derzeitigen Wilddichten ausgeschlossen werden. Beide Arten nutzen im Nationalpark Berchtesgaden fast völlig unterschiedliche Realnutzungstypen und Höhenstufen (DAVID & RIECHERT, 1989). Wie weit sich beide Arten nebeneinander dulden, ist noch weitgehend unklar. In Gebieten, wo Rot- und Steinwild zeitweise gleiche Lebensräume besiedeln, wie z. B. im Oberengadin, schenken sie sich bei direkten Begegnungen gegenseitig kaum Beachtung (HOFMANN & NIEVERGELT, 1972). Bei zwei Beobachtungen solcher Begegnungen wich einmal Rot- und einmal Steinwild aus. Gemischte Verbände aus Rot- und Steinwild wurden im Oberengadin nicht beobachtet. Konkurrenz zwischen Stein- und Rehwild ist im Testgebiet auszuschließen, da beide Arten sichtlich unterschiedliche Höhenstufen im Nationalpark nutzen. Während der gesamten Freilanduntersuchung konnte ich kein Stück Rehwild im Untersuchungsgebiet beobachten. Die Ergebnisse der Rehwildforschung im Nationalpark bestätigen dies (MÜLLER, 1990). Im Gegensatz zu Rot- und Rehwild nutzt das Gamswild im Untersuchungsgebiet vielfach die gleichen Lebensräume wie das Steinwild. Die Nahrung der Gams setzt sich aus einem höheren Rohproteinanteil und einem geringeren Rohfaseranteil (Gras) zusammen als die des Steinbocks (HEGG, 1961; MEILE, 1985). HOFMANN (1976) bezeichnet die Gams als Mischäser mit Tendenz zum Konzentrat-Selektierer. Diese Tatsache, in Verbindung mit der geringen Individuenzahl der Steinwildpopulation und der Größe des nutzbaren Raumes im Untersuchungsgebiet, machen eine Konkurrenzsituation beider Arten im Sommer unwahrscheinlich, was sich mit den Aussagen von KOFLENER (1982b) deckt. NERL (1980) beobachtete eine Meidung des Steinwilds seitens der Gams. Nach AUSSERER (1936) hält das Gamswild im Blühnbachtal eine Distanz von 200 bis 300 Meter zu benachbart stehenden Steinböcken. Meine Beobachtungen können diese Ergebnisse nicht bestätigen, da die Distanzen zwischen Gams- und Steinwildrudeln häufig unter 30 Meter betragen, einmal sogar eine Steingeiß in einem Gamsrudel stand.

MEILE (1985) vermutet eine Konkurrenz von Gams und Steinbock um günstige geschützte Setzplätze während der Setzzeit. Eine Ausnahmesituation schildern KOFLENER (1982b) und SCHRÖDER & KOFLENER (1984) für den Hochlantschstock (Österreich), wo eine allmähliche Verdrängung der Gams durch das Steinwild zu beobachten ist. Hier wanderte das Gamswild in Gebiete ab, die es vorher nur dünn besiedelt hatte. Durch das milde Klima im Hochlantschstock sind die Wintereinstände des Steinwilds nicht nennenswert kleiner als das Sommergebiet. Für die Größe dieses Gebirges überwintern relativ viel Steinböcke im Gebiet, was zur höchsten Wilddichte aller Steinbockpopulationen im Alpenraum führte. Nur unter diesen besonderen Umständen belastet das Steinwild die Vegetation zum Nachteil der Gams. Über eine

mögliche Konkurrenzsituation zwischen den 3 genannten Arten und dem Steinwild in den österreichischen Wintereinständen der Untersuchungspopulation (Blühnbach) ist mir nichts bekannt. Eine Klärung der dortigen Gegebenheiten wäre wünschenswert.

Beeinträchtigungen des Bergwalds durch Verbiß- oder Schlagschäden durch die Steinböcke treten im Nationalparkgebiet nicht auf. Aus anderen Regionen sind jedoch z. T. erhebliche Schädigungen des Waldes durch ansässige Steinwildpopulationen beschrieben. BRÜLLHARDT & LÜPS (1984) und LÜPS et al. (1986) schildern Waldschäden im Berner Oberland speziell an Aufforstungen zum Schutz gegen Lawinen und in natürlichen Verjüngungen des Waldes. Den gleichen Sachverhalt beschreibt RATTI (1981) aus dem Kanton Graubünden. Beide Fälle sind auf überhöhte Wildbestände zurückzuführen. Durch eine sorgfältige Bejagung des Steinwildes wird versucht, die auftretenden Schäden zu reduzieren. Empfehlungen zur jagdlichen Planung in überhöhten Steinwildbeständen gibt SCHRÖDER (1982):

Das Angebot an nutzbarem Raum während der Sommer- und Herbstmonate ist im Nationalpark vergleichsweise riesig. Allein die ausgewiesenen Flächen potentiell hoher und mittlerer Nutzung (Potentialkarte Sommer) entsprechen 33,2 km<sup>2</sup>. Die Flächenstatistik der potentiellen Verbreitung entspricht nicht ganz der Realität. Etwas isoliert liegende, kleine potentiell nutzbare Areale müßten hier abgezogen werden, da sie für das Steinwild aufgrund ihrer geringen Größe nicht attraktiv sind. Trotzdem können die vorhandenen Sommer- bzw. Herbstbestände ein Ansteigen des Steinwildbestandes leicht auffangen, was ein Vergleich zu anderen Steinwildpopulationen verdeutlicht. Das italienische Revier Levionia beherbergte mit 8 km<sup>2</sup> Fläche und einem Bestand von ca. 160 Stück Steinwild, also auf einer 4mal kleineren Fläche, ca. 3mal soviel Steinböcke (STEINBORN, 1971), was auf das Vorhandensein geeigneter Wintereinstände zurückzuführen ist und die Bedeutung des Winters nochmals unterstreicht. Die Population am Brunnstein (Oberaudorf am Kaisergebirge) steht, abgesehen von gelegentlichen Ausflügen in die nähere Umgebung, mit ca. 60 Tieren auf nur 120 ha Fläche (BÜLOW v., 1978). Das Areal der großen Kolonie am Piz Albris (ca. 600 Tiere) mißt laut NIEVERGELT (1966) ca. 150 km<sup>2</sup>.

Die Frage, warum das Steinwild im Nationalparkgebiet nicht ein größeres Areal nutzt, stellt sich zwingend, denn die Potentialkarte Sommer scheint genügend Möglichkeiten zu eröffnen. Bis auf eine Ausnahme, eine Einzelbeobachtung eines Bockes im Watzmannbereich (d'OLEIRE-OLTMANN, 1988), blieben das Watzmann- und Hochkaltermassiv sowie der Südwestabfall der Reiteralpe bis heute vom Steinwild ungenutzt. Eine mögliche Antwort ist die geringe Populationsgröße und darum fehlende Notwendigkeit einer weiteren Ausdehnung des Areals. Warum wandern jedoch Tiere vom Grieskogel zum Kahlersberg, wenn der Weg in Bereiche potentiell hoher Nutzung im Watzmannmassiv kürzer ist? Nach RATTI (1984) und NIEVERGELT (1966) sind Gletscher sowie unter der oberen Waldgrenze liegende Talsohlen die wirksamsten Verbreitungsgrenzen des Alpensteinbocks, wobei es natürlich auch hier Ausnahmen gibt. Ein solcher, überwiegend bewaldeter, Einschnitt zieht sich von der Schrainbach-Alm über die Sigeretplatte ins Wimbachgries und trennt die südlichen Ausläufer des Watzmannmassivs vom Areal der Steinböcke im Nationalpark. Auf die gleiche Weise isoliert das Hirschbichtal

die Reiteralpe samt Stadelhorn vom Steinbockareal. Die Hochlagen um den Hochkalter mit großflächigen Gebieten potentiell hoher Nutzung wären aber für die Tiere problemlos zu erreichen. Hier könnte jedoch die große räumliche Entfernung zu den Wintereinständen ein Hemmfaktor sein.

In der Literatur wird das Steinwild, bis auf den Wechsel vom Sommer- ins Winterquartier, als sehr standorttreu beschrieben (u. a. ONDERSCHEKA & HARTL, 1989; DÄNZER, 1979). Diese Verschiebung fällt zeitlich mit der Schneeschmelze im Frühjahr und dem Wintereinbruch zusammen (HOFMANN & NIEVERGELT, 1972). NIEVERGELT (1966) beschreibt größere saisonale Wanderungen in der Vertikalen und begründet diese mit dem je nach Jahreszeit unterschiedlichen Nahrungsangebot in verschiedenen Höhenstufen. Tageszeitliche Wanderungen in den Sommermonaten wurden u. a. von STEINBORN (1973) beschrieben. Danach ziehen die Tiere zwischen der Morgendämmerung und Mittag hangauf und ab ca. 16:30 Uhr bis zum Einbruch der Nacht hangabwärts. Der Höhenunterschied betrug mehrere hundert Meter. Die Ergebnisse meiner Untersuchungen decken sich damit nicht; tageszeitabhängige Vertikalverschiebungen habe ich nicht beobachtet. Über die Nachtaktivität des Steinwilds ist fast nichts bekannt. GEORGII (1978) bezeichnet den Steinbock als fast rein tagaktiv, stützt sich dabei jedoch auf Zoobeobachtungen. Radiotelemetrische Untersuchungen würden einen guten Einblick in das nächtliche Aktivitäts- und Raumnutzungsmuster des Steinwilds im Freiland ermöglichen.

Über Wanderentfernungen liegen mir nur die Angaben von AESCHBACHER (1978) vor. Er beschreibt für die Population im Val Trupchun (Oberengadin/Schweiz) je nach Wanderoute eine Distanz von 6 bis 9 Kilometern zwischen Sommer- und Wintereinstand. Durch das jeweilige Geländere relief ist eine genaue Streckenbestimmung sehr problematisch. Eine Methode, die mögliche Lage und genaue Länge solcher Wanderstrecken des Steinwilds im Nationalpark Berchtesgaden zu bestimmen, könnte die Anwendung des GIS ARC/INFO-Computerprogramms „NETWORK“ sein. Durch die Vorgabe bevorzugt genutzter Landschaftstypen während der Wanderungen und den im GIS gespeicherten Informationen kann das Programm die Lage der potentiell günstigsten Wanderrou ten aufzeichnen sowie exakte Streckenangaben liefern. Die Einarbeitung in das System ist jedoch sehr zeitaufwendig, weshalb auf seine Anwendung verzichtet werden mußte.

Die von mir angegebenen Entfernungen sind Verbindungen der Beobachtungspunkte bekannter Individuen in der Luftlinie. Demnach trifft die häufig beschriebene Standorttreue des Steinwilds (u. a. ONDERSCHEKA & HARTL, 1989) für die Untersuchungspopulation sicherlich nicht zu, da die tatsächlich zurückgelegten Strecken noch wesentlich größer sein müssen. Der Aktionsraum des Bocks „Prinz“ (Alter 8 Jahre) umfaßt nach der MAM-Methode berechnet 6,2 km<sup>2</sup>. Die Aktionsräume einiger Geißen sind noch erheblich größer. Eine genaue Flächenberechnung dieser Aktionsräume durch die MAM-Methode würde jedoch ein falsches Ergebnis bringen, da eine Verbindung der äußeren Verbindungspunkte Flächen umfaßt, die vom Steinwild sicher nicht genutzt werden (Waldgürtel, Seen, Höhenstufen unter 1000 Meter ü. NN). Das relativ kleine Datenmaterial läßt die Anwendung alternativer Aktionsraumberechnungen, z. B. GRID- und BUFFER-Methode, nicht zu. Der Einsatz von Radiotelemetrie hätte hier

sicherlich wertvolle Daten geliefert. Vom Mufflon, einer ähnlich mobilen Art wie der Steinbock, ist seine große Standorttreue bekannt. NEUMANN (1971) beschreibt für markierte Muffelwilder Einstandsgebiete von ca. 200 ha Größe.

Nach dem heutigen Kenntnisstand bieten die Berchtesgadener Alpen dem Steinwild bestenfalls suboptimale Lebensräume (s.o.). V. BÜLOW (1987) bezeichnet das Gebiet für den Alpensteinbock als marginal, was in einem Vergleich mit der Entwicklung anderer Populationen nochmals deutlich wird. Selbst nach der zweiten Auswilderung (1944) ist keine nennenswerte Steigerung des Gesamtbestandes festzustellen (Abb. 35). Während die Entwicklungskurve der Population am Hagengebirge die Abszisse kaum verläßt, entwickelten sich die Vergleichspopulationen Piz Albris, Mont Pieureur und Schweizer Nationalpark deutlich besser, deren Bestände heute 500 bzw. 800 Individuen umfassen. Die Biotopkapazität scheint allerdings auch hier mittlerweile ausgeschöpft zu sein, da in den letzten Jahren eine Stagnation festzustellen ist (DESAX, 1972; ALBRECHT, 1989a, 1989b).

Die durchschnittliche Wachstumsrate der Untersuchungspopulation von 3,66 % resultiert vor allem aus den hohen Werten der Jahre 1927 bis 1949, als der Bestand fast kontinuierlich anstieg. Seither sind bei der Population wellenförmig Aufschwünge und Rückschläge zu verzeichnen. Nach RATTI (1981) beträgt der jährliche Zuwachs freilebender Steinwildpopulationen in geeigneten Lebensräumen, bei einem Gesamtbestand von 100 Stück, 18 Kitze (10 Geißen setzen 5 bis 6 Kitze). Bei einer Hochrechnung des jeweiligen Bestandes der Untersuchungspopulation auf 100 Individuen wurde dieser Wert in den Jahren von 1927 bis 1968 nur 25 mal (<50 %) erreicht. In den übrigen Jahren lag der Zuwachs zum Teil deutlich darunter. Für die Wildparke Edersee und Weilburg betrug die Zuwachsrate nach FABER (1983) in den Jahren von 1972 bis 1980, bezogen auf die Anzahl aller am 1. April vorhandenen Geißen, 94,8 % bzw. 83,4 %. NIEVERGELT (1966) ermittelte für das Wildgatter Langenberg eine Zuwachsrate von 71,4 %. Diese hohen Werte ergeben sich aus einer hohen Zwillingsgeburtenrate sowie einer früher einsetzenden Geschlechtsreife der Geißen in Gatterbeständen bzw. zoologischen Gärten. Der Grund hierfür ist der fehlende Winterengpaß durch die ständige Fütterung von Gehegetieren. In freilebenden Populationen hingegen sind Zwillingsgeburten die Ausnahme (KUSTER, 1951; DÄNZER, 1979). Dort setzen die Geißen durchschnittlich erst mit einem Alter von 4 Jahren; im Gehege häufig schon mit 3 bzw. 2 Jahren (ONDERSCHEKA & HARTL, 1989; GOSSOW, 1976). Diese Ergebnisse decken sich mit meinen Daten für das Jahr 1988. Für die Zeit davor können über die Geschlechtsreife der Geißen und die Zahl der Zwillingsgeburten keine Angaben gemacht werden, da die Archivdaten darüber keine Informationen beinhalten.

Nach AESCHBACHER (1978) fällt die Steinwildbrunft in die Monate November bis Februar, mit einer Zeit höchster Brunftaktivität von Mitte Dezember bis Anfang Januar. STÜWE & GRODINSKY (1987) schildern für das Steinwild im Wildpark Peter und Paul (St. Gallen) die erste Kopulation am 4. Dezember, die letzte am 7. Februar und bezeichnen die Geißen als polyöstrisch in 20-Tage-Intervallen. Nach AUSSERER (1936) liegt die Setzzeit im Blühnbachtal zwischen dem 25. Mai und 10. Juni, was mit meinen und den Beobachtungen in anderen Populationen übereinstimmt (u. a. NIEVERGELT, 1971). Von diesen Daten weicht meine Beobachtung eines

Kitzes, das erst um den 22. 8. gesetzt wurde, erheblich ab. Entweder erfolgte die Begattung der Geiß erst im März (Nachbrunft) oder es liegt eine extrem lange Tragzeit vor, was ich für ausgeschlossen halte, da 1988 alle anderen Kitze im Juni gesetzt wurden. Demnach ist es offenbar der bisher erste Nachweis einer Nachbrunft im März, also ca. 3 Wochen nach Ende der Brunftzeit. Für andere Schalenwildarten sind Unterschiede in den Brunft- und Setzzeiten ausführlich beschrieben. BRIEDERMANN, DITTRICH & LOCKOW (1989) schildern für das Rotwild Setztermine, die sich über 3 Monate (Mai bis Juli) verteilen. RAESFELD & REULECKE (1988) erwähnen für dieselbe Wildart eine Nachbrunft, die durch spät brunftende Schmaltiere 2 bis 3 Wochen nach der eigentlichen Brunftzeit eingeleitet wird. RIECK (1955) beschreibt beim Rehwild Setztermine von April bis Juli in Abhängigkeit von den Äsungs- und Witterungsbedingungen während der Tragzeit bzw. der Keimruhe. Auch für das Rehwild ist eine Nachbrunft beschrieben, die in den November und Dezember fällt (STUBBE, 1988). Die Hauptbrunft liegt im Juli/August. Hier erfolgt eine Nachbrunft also 2 bis 3 Monate nach Abschluß der Brunft.

Die starken Schwankungen des Geschlechterverhältnisses (1:1 bis 1:2) führe ich auf die geringe Größe der Untersuchungspopulation zurück. Bei der Alterspyramide der Böcke fällt im Vergleich zu den schweizerischen Populationen Augstmatthorn und Justistal (NIEVERGELT, 1966, Abb. 36) der hohe Anteil (53 %) der 1- bis 3jährigen Tiere in der Hagengebirgspopulation auf, während mittelalte (4 bis 8 Jahre) vergleichsweise wenig vertreten sind (41 %). Über 9 Jahre alte Böcke sind hier wie auch in den Vergleichspopulationen selten. Dieses Ergebnis ist erstaunlich. Einen hohen Anteil junger Böcke und hohe Jugendsterblichkeit zeigen typischerweise Populationen mit hoher Nachwuchsrate (ONDERSCHEKA & HARTL, 1989). Den gleichen Sachverhalt schildert MEILE (1986) beim Gamswild. Hingegen werden die Individuen in Steinwildpopulationen hoher Dichte durchschnittlich älter, aber auch später geschlechtsreif. So setzen die Geißen in der großen Population am Piz Albris überwiegend erst mit 6 Jahren (NIEVERGELT, 1966; GOSSOW, 1976). Günstige Bedingungen beschleunigen die Generationsfolge (Turnover), ungünstige verlangsamen sie. Die Veränderbarkeit des Turnovers ist also ein Regulationsmechanismus für die Bestandsdichte. Bei geringerem Turnover ist das Wachstum gedrosselt; bei höherem ist ein rasches Anwachsen der Individuenzahl möglich (GOSSOW, 1976). Meiner Meinung nach liegen die Gründe für die beobachtete Altersstruktur der Böcke in den hohen Winter- und Räudeverlusten des Jahres 1987, als insgesamt 17 Böcke verendeten bzw. geschossen wurden, gekoppelt mit der geringen Größe der Population, wo sich solche Verluste viel deutlicher auswirken als in großen Populationen.

Über die Altersstruktur der Geißen in einer Population konnten in der Literatur keine Angaben gefunden werden, die einen sinnvollen Vergleich zugelassen hätten. Die Lebenserwartung der Steinböcke beträgt etwa 10 bis 14 Jahre, wobei Geißen durchschnittlich etwas älter werden. Als Höchstalter für freilebende Tiere wird für Böcke 19 und für Geißen 24 Jahre angegeben (ZINGG, 1988). Die älteste Geiß der Untersuchungspopulation (Geltgeiß I) schätze ich nach Hornlänge und Kopfform auf 16 bis 17 Jahre. Bei einer Gesamtpopulation (Böcke und Geißen) machen die bis fünfjährigen Tiere 50 % des Bestandes aus, nicht ganz 40 % sind zwischen 6

und 12 Jahre alt, und etwa 10 % sind 13 Jahre oder älter (ZINGG, 1988). Dies trifft für die Untersuchungspopulation nicht zu. Hier sind die entsprechenden Werte 68 %, 29 % und 3 %. Die Gründe hierfür sind wiederum in der hohen Mortalitätsrate zu suchen.

Ein wesentlicher Mortalitätsfaktor, die ungünstigen Klimabedingungen, wurde bereits diskutiert. Der zweite limitierende Faktor ist zweifelsfrei die Gamsräude. Sie wird durch die Grabmilbe *Sarcoptes rupicaprae* hervorgerufen und ist im Alpenbereich seit Beginn des 19. Jahrhunderts bekannt. Weit verbreitet ist sie in Österreich, Bayern (zwischen Berchtesgaden und Inn) sowie in den an Kärnten angrenzenden Gebieten Italiens und Jugoslawiens (KNAUS & SCHRÖDER, 1975). Das Auftreten der Krankheit steht vorwiegend in engem Zusammenhang mit der Kondition der betroffenen Individuen, die u. a. durch schlechte Witterungsverhältnisse (hohe Niederschläge, späte Ausaperung) und hohe Populationsdichte beeinträchtigt wird (BAUER, 1982). Weiter kommt einem ungünstigen Kalzium/Phosphorverhältnis im Stoffwechsel, bedingt durch ein Überangebot an Kalzium (Kalkalpen!) oder Phosphormangel, besondere Bedeutung zu (KNAUS & SCHRÖDER, 1975; NERL, 1980; GRÄFNER, 1986). Die beiden Faktoren, ungünstige Witterung und Kalziumüberangebot, treffen für die Berchtesgadener Alpen zu und dürften die hohen Verluste des Steinwilds durch die Räude erklären. Nach KUTZER (1978) bedroht die *Sarcoptes*-Räude die Existenz einer Gams- oder Steinwildpopulation in der Regel nicht. So ist auch nur ein Fall bekannt, wo eine Population durch Räude ausgelöscht wurde: Die Steinwildpopulation des Lungaues fiel im Jahr 1965 gänzlich der Räude zum Opfer (BAUER, 1982). Zur Vorbeugung und Bekämpfung wird das Ausbringen von Minerallecksteinen (Phosphorzuführung) sowie eine konsequente Überwachung des Bestandes und der Abschluß befallener Tiere empfohlen (u. a. GRÄFNER, 1986). Beides wird im Nationalpark nicht praktiziert.

Die Steinwildpopulation gehört zu den faunistischen Besonderheiten des Nationalparks Berchtesgaden, so daß deren Erhalt im Interesse der Nationalparkverwaltung liegen sollte. Der Alpensteinbock unterliegt mit ganzjähriger Schonzeit dem bundesdeutschen Jagdrecht. Dieser Status erlaubt den Abschluß kranker Tiere seitens der zuständigen Behörde. Insofern sind also die als notwendig erachteten Maßnahmen durchaus legal und könnten sofort durchgeführt werden. Diese Praxis, gekoppelt mit einer ständigen Überwachung des Bestandes durch die Berufsjäger in Absprache mit dem österreichischen Bundesforstamt Blühnbach, möchte ich der Nationalparkverwaltung an dieser Stelle empfehlen. Eine Räudewelle wie Anfang der 60er Jahre, gekoppelt mit ein bis zwei langen schneereichen Wintern, könnte der Population Verluste zufügen, von denen sie sich möglicherweise nicht mehr erholt.

Die Auswertung der Archivdaten ergab bei den Räudeopfern einen erhöhten Anteil männlicher Tiere, was mit den Übertragungsmechanismen der Milbe und dem unterschiedlichen Gruppenverhalten beider Geschlechter erklärbar ist. Die Krankheit wird durch direkten Körperkontakt sowie die gemeinsame Nutzung von Liege-, Scheuer- und Äsungsstellen übertragen (KNAUS & SCHRÖDER, 1975). Die höhere Konstanz in der Gruppenzusammensetzung bei den Böcken erhöht die Ansteckungsgefahr, da sich die Tiere meistens im gleichen Rudel befinden und so ausreichend Zeit für eine

Übertragung der Milbe vorhanden ist. Bei den gemischten Rudeln (Geißen, Kitze, junge Böcke) wechselte die Zusammensetzung der Gruppen sehr häufig, was die Ansteckungsgefahr mindert, da die Zeit in der Nähe eines möglicherweise kranken Tieres herabgesetzt ist. Bei 4 bayerischen Gamspopulationen waren die Verluste beim ersten Auftreten der Krankheit am höchsten (WOTSCHIKOWSKY, 1989). Für die untersuchte Steinwildpopulation trifft dies nicht zu. Hier waren die Verluste während der zweiten Räudewelle (1959 bis 1963) mit 61 % am höchsten.

Andere Krankheiten des Steinwilds, wie Gamsblindheit (Keratokonjunktivitis), Paratuberkulose, Papillomatose oder Befall mit Eingeweideparasiten (DEMEAUTIS, 1982; ONDERSCHEKA & HARTL, 1989), beeinflussten die Entwicklung der Untersuchungspopulation bisher offenbar nicht, doch sollten erlegte Tiere oder Fallwild in Zukunft daraufhin untersucht werden. Wie gefährlich z. B. die Paratuberkulose für eine Population sein kann, zeigt die Epidemie im Wildpark Peter und Paul in St. Gallen 1944, die zur völligen Auslöschung des Bestandes führte (STÜWE & GRODINSKY, 1986).

Weitere Mortalitätsursachen können Abstürze, Predation und intraspezifische Auseinandersetzungen sein. Deren Bedeutung für die Population dürfte jedoch sehr gering sein, zumal während des Untersuchungszeitraums weder von mir noch von den Berufsjägern diesbezügliche Beobachtungen gemacht wurden. AESCHBACHER (1978), GRZIMEK & NIEVERGELT (1979) und d'OLEIRE-OLTMANN (1988) schildern Fälle intraspezifischer Auseinandersetzungen in Gehegen mit tödlichem Ausgang. Aus dem Freiland sind mir solche Beobachtungen nicht bekannt. In den Sommermonaten kommt es zu Auseinandersetzungen zwischen den Böcken, die bis zur Brunft eine soziale Rangordnung festlegen, die im wesentlichen altersabhängig ist. Körpergröße und Hornlänge sind dabei klar erkennbare Rangabzeichen (ZINGG, 1988). Zwischen den einzelnen Altersklassen besteht ein deutliches Kraftgefälle, so daß Kämpfe meistens nur zwischen gleichaltrigen Rivalen ausgetragen werden, wo die Kräfterdifferenzen geringer sind. In den anderen Fällen weicht der Unterlegene meist kampflos aus (AESCHBACHER, 1978; GRZIMEK & NIEVERGELT, 1979): Dieses Verhalten ist wahrscheinlich der Grund, warum ich während meiner Freilanduntersuchungen keine Kämpfe zwischen den älteren Böcken beobachten konnte. Bis auf eine Ausnahme (2 sechsjährige Böcke) waren alle unterschiedlich alt.

Die von mir beobachtete Pendelbewegung des Halses mit anschließendem Schlag in die Seite des Gegners, im Kampf zweier junger Böcke, bezeichnet AESCHBACHER (1978) als „Sichelschlag“, der gegen Weichteile und Extremitäten des Rivalen geführt wird.

NIEVERGELT (1971) und KRÄMER & AESCHBACHER (1971) bezeichnen Steinadler und Fuchs als letzte natürliche Feinde des Steinwilds, die aber nur bei unbeaufsichtigten jungen Kitzen Aussicht auf Erfolg haben. KRÄMER & AESCHBACHER (1971) beobachteten zweimal einen Adlerangriff auf einen verstreut äsenden Verband von Geißen und Kitzen. In beiden Fällen „rannten die Tiere auf einen Haufen zusammen“, aus dem sich einzelne Geißen auf die Hinterläufe erhoben und mit den Hörnern in Richtung des Adlers stießen. Während meiner Beobachtungen wurden vorbeistreichende Steinadler (n = 2) außer einem kurzen Sichern völlig unbe-

achtet gelassen. Direkte Angriffe habe ich nicht beobachtet. Wahrscheinlich sind Angriffe eines Adlers in der Untersuchungspopulation die Ausnahme, da auch die Berufsjäger bisher keine geschlagenen Kitze im Nationalpark fanden. Daß der Fuchs als Raubfeind für das Steinwild in Frage kommt, halte ich in Anbetracht des Lebensraums und der Wehrhaftigkeit der Tiere (auch der Geißen) für äußerst unwahrscheinlich.

Meine Untersuchungen betrafen auch das Ausmaß und den Einfluß von Störungen durch Touristen und Tierfotografen. Menschen veranlassen die Tiere u. a. zu Standortwechseln (d'OLEIRE-OLTMANN, 1988). Nachhaltige Störungen durch Menschen kommen aber im Untersuchungsgebiet nach meinen Beobachtungen seltener vor als bisher angenommen. Zum einen liegen viele Einstände in verhältnismäßig unzugänglichen Gebieten (Eisgraben/Wildpalfen/Grieskogel), zum anderen zeigen die Tiere Beobachtern gegenüber wenig Scheu. Nach meinen Beobachtungen und denen von KRÄMER & AESCHBACHER (1971) sind freilaufende Hunde als Störfaktor von wesentlich größerer Bedeutung. Ebenfalls gravierende Störungen sind Hubschrauber, die panikartige Flucht auslösen können. Ein Überfliegen der Tiere in den Winterinständen kann zu Abstürzen führen. Dieser Sachverhalt gilt auch für das Gamswild. Hubschrauberflüge über die Kerngebiete der beiden Arten sollten deshalb nur in Ausnahmefällen genehmigt werden. BAUER (1982) beschreibt Störungen durch den Auf- und Abtrieb von Weidevieh. Dieser Faktor scheidet für die Untersuchungspopulation aus, da alle im Areal liegenden Almen nicht mehr bestoßen werden.

Die Fluchtdistanz des Steinwilds in den Berchtesgadener Alpen ist im Vergleich zu der anderer Schalenwildarten außerordentlich gering. KRÄMER & AESCHBACHER (1971) beschreiben für das Steinwild im Oberengadin Fluchtdistanzen zwischen 5 Meter und 500 Meter. Bei meinen Versuchen zur Fluchtdistanz lagen die Werte teilweise unter 3 Metern. Möglicherweise ist dies auf individuelle Bekanntheit meiner Person und besonders ruhiges, unauffälliges Verhalten zurückzuführen. Andererseits nähern sich Tiere manchmal auch anderen Personen bis auf einige Meter (HUGO, 1988 mündl. Mit.). D'OLEIRE-OLTMANN (1988) sieht eine Begründung für die Vertrautheit der Tiere in vielen Populationen darin, daß viele Steinwildkolonien mit an den Menschen gewöhnten Zoo- bzw. Gehegetieren begründet wurden. BAUER (1982) beschreibt die Tiere der Pitztal-Population gegenüber Fotografen und Bergwanderern als fast zahm.

Die beobachteten Gruppengrößen entsprechen weitgehend denen in anderen Populationen. So fand NIEVERGELT (1971) im Safiental (Schweiz) ebenfalls Gruppengrößen bis zu 30 Individuen. Ausnahmsweise kommen größere Ansammlungen vor, die, wenn sie mehr als 50 Tiere umfassen, nach NIEVERGELT & ZINGG (1986) reine Bockverbände sind. Die Zusammensetzung der einzelnen Rudel änderte sich während meiner Freilanduntersuchung sehr häufig. Nach der Auflösung der Mutterrudel und der Bildung gemischter Verbände trennten sich die Tiere oft, das Bockrudel ausgenommen. Nach GRZIMEK & NIEVERGELT (1979) ist dagegen ein Steinbockverband zwar keine starre Einheit, dennoch sind die Gruppen, in denen sich die Tiere gegenseitig kennen, oft über längere Zeit recht festgefügt. Ob und in welchem Maße sich die Tiere untereinander kennen, ist sicherlich von der Populationsgröße und dem ihr zur Verfügung stehenden Raum ab-

hängig. Langzeitbeobachtungen individuell bekannter Tiere könnten zur Klärung der Mechanismen beitragen, die an der Rudelbildung beteiligt sind.

Die Bildung von Kindergärten innerhalb der Gruppen ist für viele Hornträger beschrieben, u. a. für das Dickhornschaf (*Ovis canadensis*) (WALTHER, 1988) und die Gemse (MEILE, 1983). Die Steinbockkitze gehören zu den Folgern. Bereits im Alter von ca. 35 Tagen überwinden sie die gleichen Höhenunterschiede und Hindernisse wie die erwachsenen Tiere (PLETICHA, 1973). Ebenfalls zu den Folgern innerhalb der Hornträger gehören u. a. die Jungen der Schneesiege (*Oreamnos americanus*) und allen Wildziegen und -schafen. Die beobachteten Spielformen, Lauf-, Kletter-, Sprung- und Kampfspiele sind für Hornträger typisch (WALTHER 1988).

Die Ergebnisse betreffs der genutzten Landschaftstypen entsprechen den Erwartungen (COUTOURIER, 1982; NIEVERGELT, 1966; DÄNZER, 1979). Der Landschaftstyp Wald wird auch von anderen Steinwildpopulationen nicht oder kaum genutzt. Einen Sonderfall stellt die Population am Hochlantsch (Österreich) dar, deren Areal kaum über die Waldgrenze reicht (KOFLER, 1981, 1982a; SCHRÖDER, 1982). Von den vorhandenen Höhenstufen oberhalb der Waldgrenze im Untersuchungsgebiet werden die Bereiche oberhalb von 2100 Meter ü. NN bevorzugt genutzt. Für diese Höhenlagen ist der Präferenzindex jeweils >1. Sofern möglich, werden auch in anderen Gebieten die Höhenstufen oberhalb der 2000-Meter-Höhenlinie genutzt, wobei teilweise auch Einstände oberhalb von 3000 Meter ü. NN aufgesucht werden (u. a. NIEVERGELT, 1966; ZINGG, 1988). Die höchstgelegene Beobachtung von Steinwild in den Alpen lag am Matterhorn auf 4300 Meter ü. NN (STEINBORN, 1973). Die Nutzung dieser Höhenstufen charakterisiert den Alpensteinbock als ausgesprochenes Hochgebirgstier. Der Sibirische Steinbock (*Capra ibex sibirica*), in Aussehen und Lebensraumanspruch dem Alpensteinbock sehr ähnlich, besiedelt im Norden Pakistans regelmäßig Regionen in 5000 Meter Höhe. Die höchste Beobachtung dieser Steinbockunterart lag auf 6710 Meter ü. NN (HESS, 1988). Außer Steinböcken nutzen nur wenige Großsäugerarten diese Höhenstufen. Der Himalajathar (*Hemitragus jemihicus*) besiedelt in Nepal Berghänge bis in Höhen von 4400 Meter (RICE, 1988). FRANKLIN (1983) schildert für das Vicunja (*Lama vicugna*) in den Anden Lebensräume zwischen 3700 Meter und 5500 Meter ü. NN.

Über die Präferenz hinsichtlich der vom Steinwild bevorzugten Hangexposition während der Wintermonate (Süd) ist man sich in der Literatur einig (s.o.). Nach ONDERSCHEKA & HARTL (1989) werden sonnenexponierte Plätze im Sommer gemieden. BUBENIK (1984) bezeichnet beim Steinwild Wärme als Stressor. Dagegen werden nach den Ergebnissen von NIEVERGELT (1966) südexponierte Hänge während des ganzen Jahres bevorzugt besiedelt, was ich durch meine Ergebnisse bestätigen kann. Dabei ist zu bedenken, daß die Temperatur mit zunehmender Höhe abnimmt. Daraus können sich Unterschiede in der Nutzung verschiedener Expositionen in unterschiedlichen Höhenstufen ergeben, was auf die Untersuchungspopulation jedoch nicht zutrifft.

Eine Abhängigkeit der Steinwildeinstände von bestimmten geologischen Verhältnissen konnte bisher nicht ermittelt werden (ONDERSCHEKA & HARTL, 1989). Allerdings nimmt der geologische Untergrund indirekten Einfluß auf die Qualität ei-

nes Standortes. So kommt es im Berchtesgadener Raum durch die Geologie der Kalkalpen zum Landschaftstyp der großen Gebirgsplatten mit hohen Anteilen flachen Geländes, dadurch zu hohen Schneelagen (d'OLEIRE-OLTMANN 1988) und somit zu ungünstigen Bedingungen für die Steinwildpopulation.

Das Geographische Informationssystem ARC/INFO bietet zur Erfassung des Raum-Zeit-Systems einer Tierart sowie in der Planung und Durchführung von Wiedereinbürgerungsaktionen optimale Möglichkeiten. So würde heute, durch die verschiedenen Erkenntnisse über die Ansprüche des Steinwilds im Jahreslauf und eine Simulation per GIS durch Erstellung potentieller Verbreitungskarten, sicherlich keine Steinwildausbürgerung im Nationalpark Berchtesgaden mehr stattfinden. Wenn überhaupt, hätte eine solche Aktion im Hochkal-

termassiv stattfinden müssen, wie die Auswertung der Potentialkarten Sommer und Winter zeigt. Dort befinden sich großflächig gute Sommerhabitate sowie (Niederschlag und Temperatur nicht berücksichtigt!) der größte Anteil an „geeigneten“ Wintereinständen, was eine Ausbürgerung aber keineswegs gerechtfertigt hätte. WIERSEMA (1982, 1983) beschreibt die Direktauswertung von Luft- und Satellitenbildern zur Abgrenzung geeigneter Steinbocklebensräume.

Mögliche Konkurrenzsituationen zwischen verschiedenen Arten, wie in dieser Arbeit zwischen Rot- und Steinwild dargestellt, können mit diesem System nicht nur simuliert und graphisch dargestellt, sondern darüber hinaus auch in Verbindung mit den landschaftscharakterisierenden Merkmalen eines Gebietes ökologisch analysiert werden.

## 5 Zusammenfassung

In einer 6-monatigen Feldstudie wurden von Mai bis Oktober 1988 im südöstlichen Bereich des Nationalparks Berchtesgaden Untersuchungen zur Raumnutzung des Alpensteinbocks durchgeführt.

Die heutige Steinwildpopulation der Berchtesgadener Alpen wurde durch zwei Einbürgerungsaktionen in den Jahren 1927 und 1944 begründet. Durch die Auswertung von Archivmaterial wurde die Populationsentwicklung bis zum Jahr 1988 dargestellt und mit der Entwicklung anderer, etwa zur gleichen Zeit begründeter Populationen, verglichen.

Während der Freilanduntersuchung wurde eine Bestandsaufnahme durchgeführt, die das Geschlechterverhältnis und die Altersstruktur der Population beschreibt.

Für die raumbezogene Auswertung stand ein „Geographisches Informationssystem“ zur Verfügung, dessen Anwendung und Möglichkeiten für die Beurteilung von Wiedereinbürgerungen und Raum-Zeit-Systemen bei Wildtieren dargestellt werden.

Im Jahr 1988 setzte sich der Bestand aus 19 Böcken, 28 Geißen und 11 Kitzen zusammen. 23 Tiere waren mir individuell bekannt.

Die Populationsentwicklung stagniert seit 1945. Das ungünstige Klima dieser Alpenregion (unzureichende Wintereinstände) für das Steinwild und das Auftreten der Gamsräude sind die limitierenden Faktoren.

Die Fläche des genutzten Raumes im Nationalpark beträgt ca. 20 km<sup>2</sup>. Die Mehrheit der Einstände liegt in der Felsregion oberhalb der 2000 Meter Höhenlinie. Südexponierte Hänge werden bevorzugt genutzt.

Die Ergebnisse des Raumnutzungsverhaltens im Untersuchungsgebiet wurden durch Literaturangaben über genutzte Wintereinstände anderer Populationen ergänzt und durch die Erstellung von potentiellen Verbreitungskarten auf den gesamten Nationalpark Berchtesgaden übertragen. Hier wurde der Mangel an geeigneten Winterhabitaten deutlich erkennbar.

Mögliche Konkurrenzsituationen zu den anderen Schalenwildarten des Nationalparks wurden abgeschätzt. Eine Computersimulation der Raumnutzung von Rot- und Steinwild ergab nur sehr geringfügige Überschneidungen der jeweils genutzten Lebensräume.

Menschliche Landnutzungsformen im Nationalpark nehmen nur geringen Einfluß auf die Raumnutzung des Steinwilds.

## 6 Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt meinem Freund Dr. Walter Berberich für seine unermüdliche Hilfe während der Datenauswertung am GIS, für seine hilfreichen Diskussionsbeiträge und seine Motivation während meiner Freilanduntersuchung. Horst Schellmoser danke ich für seine Informationen über ihm bekannte Steinwildeinstände und „Wechsel“ auf die verschiedenen Berge.

Herr Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns ermöglichte mir die vorliegende Arbeit und war mir in organisatorischen Problemen eine wertvolle Stütze. Der EDV-Abteilung der Nationalparkverwaltung, allen voran Helmut P. Franz, danke ich für ihre Unterstützung.

Herrn Prof. Dr. Hans Klingel gilt mein Dank für seine Betreuung, seine konstruktive Kritik und materielle Unterstützung.

Sabine Stahlberg, Norbert Schulte und meine Frau Anja haben mir durch die kritische Durchsicht des Manuskriptes und ihre ständige Diskussionsbereitschaft sehr geholfen. Norbert Schulte möchte ich darüber hinaus für seinen Rat in vielen computertechnischen Fragen ganz herzlich danken.

Die Forstverwaltung Blühnbach (Österreich) stellte mir dankenswerterweise das vorhandene Archivmaterial zur Verfügung. Dem Forstamt Berchtesgaden danke ich für die Erlaubnis zur Hüttenbenutzung.

Besonderer Dank gebührt meinen Eltern, die durch ihre Motivation und Unterstützung während meiner gesamten Ausbildung diese Arbeit erst ermöglichen.

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 Bartgeier**
- 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. Schwerzinger, S. Klaus  
**Kleinstmögliche Populationen bei Tieren**
- Nr. 28 B. Müller, W. Berberich, A. David  
**Zur Situation des Schalenwildes  
im Nationalpark Berchtesgaden**

