

**Wildökologische
Bestandsaufnahme, Analyse und
Diskussion der
Schalenwildbewirtschaftung im
geplanten Nationalpark Kalkalpen**

**Sengsengebirge und Reichraminger
Hintergebirge**

**Hubert Zeiler
Monika Preleuthner
Rosemarie Parz-Gollner**

Jahresberichte 1991

Inhaltsverzeichnis

Seite

I. Abstract.....	7
II. Einleitung.....	8
1. Untersuchungsgebiet.....	9
2. Nationalpark und Wildregulierung.....	9
3. Nationalpark und Tourismus.....	10
III. Problemstellung.....	13
IV. Material und Methode.....	14
1. Grundlagendaten.....	14
2. Auswertung.....	14
3. Hardware.....	15
4. Software.....	16
5. Methodenkritik.....	17
V. Danksagung.....	18
VI. Ergebnisse und Diskussion.....	20
1. Rotwild.....	20
1.1. Bestandesentwicklung.....	20
1.2. Wildbestand 1980.....	23
1.3. Wildbestand 1990.....	26
1.4. Wildpretgewicht und Fortpflanzung.....	31
1.5. Sozialstruktur.....	35
1.6. Durchführung des Rotwildabschlusses.....	39
1.7. Fütterungssituation beim Rotwild.....	43
1.8. Fütterungsrichtlinien.....	45
1.9. Zusammenfassung Rotwild.....	48

2. Gamswild.....	50
2.1. Bestandesentwicklung.....	50
2.2. Zuwachsprozent.....	53
2.3. Einfluß der Bejagung.....	56
2.4. Lebensraumbewertung.....	58
2.5. Zusammenfassung Gamswild.....	65
3. Rehwild.....	67
3.1. Bestandesentwicklung.....	67
3.2. Zusammenfassung Rehwild.....	75
4. Bisherige Wildbewirtschaftung im zukünftigen Nationalpark Kalkalpen/ Planungsteil Ost.....	77
4.1. Rotwild.....	77
4.2. Gamswild.....	82
4.3. Rehwild.....	86
4.4. Vebißkontrollsystem.....	90
5. Geschichtlicher Rückblick.....	94
6. Zusammenfassung der Ergebnisse.....	97
VII. Literaturverzeichnis.....	98

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Bestandesberechnung für Rotwild unter Zugrundelegung von angegebenem Wildstand (in Stück) und 0,33 % Zuwachs (a) im Untersuchungsgebiet und (b) im Bezirk Kirchdorf	21
Tab. 2: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Rotwildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet.....	25
Tab. 3: Vergleich des Geschlechterverhältnisses der Kälber in verschiedenen Rotwild-vorkommensgebieten.....	27
Tab. 4: Zusammenhang zwischen Schmaltiergewicht und Fortpflanzungsbeteiligung...	33
Tab. 5: Zusammenfassung der angegebenen Fütterungswildstände nach REITERER (1991).....	44
Tab. 6: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Gamswildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet.....	51
Tab. 7: Mindestzahl an gesetzten Kitzen, wie sie sich als Summe von Abschluß-meldungen und Fallwildfunden errechnet.....	52
Tab. 8: Gamswildbestand, basierend auf verschiedenen Rückrechnungsansätzen.....	56
Tab. 9: Gamsabschuß von 1984 - 1990 pro Abteilung verschnitten mit den Raster quadraten, die das Felsangebot wiedergeben.....	63
Tab. 10: Bestandesschätzung von Rehwild im Untersuchungsgebiet nach dem Alter der erlegten Stücke.....	69
Tab. 11: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Rehwildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet.....	71
Tab. 12: Wildbestandes- und Streckenangaben aus Fürst Lamberg'schen Revieren um die Mitte des vorigen Jahrhunderts.....	95

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Wildtiere reagieren unterschiedlich auf den Einfluß verschiedener Land- nutzungsformen.....	12
Abb. 2: Bei zunehmender Wilddichte wird die Zuwachsleistung geringer, nach Ein- setzen von Reduktionseingriffen im Jahre 1965 stieg das Zuwachsprozent gegenläufig zur Absenkung des Wildstandes an (nach SCHRÖDER 1976).....	22
Abb. 3: Der nutzbare Zuwachs nimmt zunächst mit steigender Wilddichte zu, erreicht irgendwann ein Maximum und geht dann in dem Maß zurück, in welchem sich die Zuwachsraten aufgrund der Wilddichte vermindern.....	23
Abb. 4: Errechnete Bestandesentwicklung für Rotwild von 1980 bis 1990.....	29
Abb. 5: Fallwildentwicklung beim Rotwild von 1980 bis 1990.....	30
Abb. 6: Prozentueller Anteil von männlichen und weiblichen Stücken am gesamten Kälberabgang.....	31
Abb. 7: Entwicklung der Wildpretgewichte von Schmaltieren und Kälbern im Unter- suchungsgebiet im Vergleich zur errechneten Bestandesentwicklung des weiblichen Rotwildes.....	32
Abb. 8: Darstellung der errechneten Populationsentwicklung für Rotwild anhand von Bestandespyramiden.....	36
Abb. 9: Tatsächlicher Abschluß von Hirschen der Klassen I (a), II (b) und III (c) im Vergleich zu den Richtlinien (Soll-Werte) der O.Ö. Landesjägerschaft.....	37
Abb. 10: Tatsächlicher Abschluß von Tieren der Klassen I (a), II (b) und III (c) im Ver- gleich zu den Richtlinien (Soll-Werte) der O.Ö. Landesjägerschaft.....	38
Abb. 11: Rotwildabschuß, der in den einzelnen Revieren im Dezember und Jänner ge- tätigt wurde, angegeben in Prozent vom jährlichen Rotwildgesamtabschuß.....	40

Abb. 12: Schon die normale Fortbewegung im tiefen Schnee ist für den Rothirsch doppelt so aufwendig wie auf schneefreiem Gelände.....	41
Abb. 13: Beurteilungsschema für die Einrichtung von Fütterungen, modifiziert nach SCHRÖDER (1985).....	47
Abb. 14: Darstellung der errechneten Populationsentwicklung für Gamswild anhand von Bestandespyramiden.....	57
Abb. 15: Tatsächlicher Abschuß von Gamsböcken der Klassen I (a), II (b) und III (c) im Vergleich zu den Richtlinien (Soll-Werten) der O.Ö. Landesjägerschaft.....	59
Abb. 16: Prozentueller Anteil von männlichem und weiblichem Gamswild in den einzelnen Altersstufen (Durchschnittswerte aus allen Untersuchungsrevieren von 1980 bis 1990).....	60
Abb. 17: Rehwildabgang im Vergleich zum gemeldeten und errechneten Bestand im Untersuchungsgebiet von 1980 bis 1990.....	68
Abb. 18: Rehwildabgang im Untersuchungsgebiet in Prozent vom gemeldeten und errechneten Bestand von 1980 bis 1990.....	72
Abb. 19: Geschätztes Durchschnittsalter aller jährlich erlegten bzw. gefundenen Rehe im Untersuchungsgebiet von 1980 bis 1990.....	74
Abb. 20: Bestandes- und Streckenentwicklung von Rotwild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990.....	78
Abb. 21: Großwildbestand im Schweizer Nationalpark von 1920 bis 1986 (nach Angaben von R. SCHLOETH).....	80
Abb. 22: Bestandes- und Streckenentwicklung von Gamswild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990.....	84
Abb. 23: Bestandes- und Streckenentwicklung von Rehwild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990.....	87
Abb. 24: Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte.....	92

Kartenverzeichnis

	Seite
Karte 1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes.....	19
Karte 2: Summe aller Rotwildabschüsse von 1984 bis 1990 pro Abteilung.....	42
Karte 3: Fütterungsstandorte, Kontrollzäune und Einstandsflächen im Untersuchungsgebiet	49
Karte 4: Summe aller Gamswildabschüsse von 1984 bis 1990 pro Abteilung.....	66
Karte 5: Summe aller Rehwildabschüsse von 1984 bis 1990 pro Abteilung.....	76
Karte 6: Rotwilddichte (in Stück/ 100 ha; eingeteilt in 8 Klassen) der ÖBF-Reviere im Bereich des geplanten Nationalparks Kalkalpen/ Teil Ost.....	81
Karte 7: Gamswilddichte (in Stück/ 100 ha; eingeteilt in 8 Klassen) der ÖBF-Reviere im Bereich des geplanten Nationalparks Kalkalpen/ Teil Ost.....	85
Karte 8: Rehwilddichte (in Stück/ 100 ha; eingeteilt in 8 Klassen) der ÖBF-Reviere im Bereich des geplanten Nationalparks Kalkalpen/ Teil Ost.....	88
Karte 9: Abschlußerfüllung in den ÖBF-Reviere des geplanten Nationalparks Kalkalpen/ Teil Ost von Rot-, Gams- und Rehwild von 1984 bis 1989.....	89
Karte 10: Summe aller Schalenwildabschüsse von 1984 bis 1990 pro Abteilung.....	93

I. Abstract

In der vorliegenden Arbeit wird eine detaillierte Analyse der Schalenwildbewirtschaftung im Raum Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge (O.Ö.) durchgeführt. Den Untersuchungen liegt statistisches Datenmaterial der Österreichischen Bundesforste zugrunde. Für den Zeitraum von 1980 bis 1990 werden die Angaben zur Bestandesgröße und Bestandesstruktur von Rot-, Reh- und Gamswild überprüft und korrigiert. Die Ergebnisse stellen die Grundlage für ein weiterführendes Wildregulierungskonzept dar.

This study presents a comprehensive analysis of the actual ungulate game management in the area of the Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge (Upper Austria). The Austrian Federal Forest administration made the statistical data available for this evaluation. Population numbers, trends in development and population structure of red deer, roe deer and chamois were investigated and discussed in detail for the time period between 1980 - 1990. These results represent a basic data set suited to evolve a game regulation concept for the future.

Keywords: Abschlußstatistiken, Bestandesentwicklung, Gamswild, Rehwild, Rotwild, Nationalpark, ÖBF, Wildbewirtschaftung.

II. Einleitung

Bei allen Nationalpark-Diskussionen in Österreich hat sich bisher die Frage, wie man die aktuelle Wald-Wild-Situation beurteilen und Lösungen für eine akzeptable "Schalenwildbehandlung" finden kann, als ein Kernproblem herausgestellt (u.a. GOSSOW & DIEBERGER 1989; THIELE 1987). Die internationale Anerkennung aller Nationalparkprojekte in Österreich scheiterte u.a. bisher an einer befriedigenden Lösung dieser Frage.

Naturschutz in einem Nationalpark ist der Schutz natürlicher Landschaftskomplexe und der natürlichen Abläufe in Lebensgemeinschaften. Alle Teile eines Ökosystems sind untereinander durch komplizierte Wechselbeziehungen verknüpft. Diese Beziehungen sind niemals statisch. Auch in einem Nationalpark sind die Lebewesen und ihre Umwelt laufend Veränderungen unterworfen (BIBELRIETHER 1985).

Trotz der grundsätzlichen Ablehnung einer wirtschaftlichen Nutzung und Nachhaltigkeit und der Wunschvorstellung, "die Natur sich selbst zu überlassen", scheint unbestritten, daß heute zu einem Management eines Nationalparks auch begrenzte menschliche Eingriffe gehören. Dazu zählt auch eine "Wildbestandesregulierung".

Die Forderung, daß in einem Schutzgebiet möglichst wenig oder überhaupt kein menschlicher Einfluß mehr geltend gemacht werden soll, bedeutet, daß in diesem "natürlichen Lebensraum" für Wildtiere alle notwendigen Ressourcen in ausreichendem Maße vorhanden sein müssen. Projektierte Grenzlinien in einem Nationalpark orientieren sich heute nicht unbedingt nach den Bedürfnissen der dort heimischen Wildtiere. Die Festlegung von Grenzlinien unterliegt vielmehr Sachzwängen, die sich aus der aktuellen politischen Situation und den Grundbesitzverhältnissen in der Region ergeben. Dies gilt auch für die Planungen eines Nationalparks Kalkalpen.

1. Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Kalkalpen soll eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Österreichs als eigenständiges Ökosystem schützen. Ein international anerkannter Nationalpark würde gegenüber den wirtschaftlichen Interessen den größtmöglichen Schutz bieten. Die gesellschaftspolitische Entscheidung für einen Nationalpark bedeutet, daß dadurch bisher übliche forstliche und jagdliche Praktiken verändert werden. Die Bemühungen, in dieser Region ein Schutzgebiet zu errichten, sind nach den bisherigen Erkenntnissen über den floristischen und faunistischen Reichtum in diesem Gebiet in jedem Fall zu unterstützen und ausdrücklich zu befürworten.

Eine unberührte Naturlandschaft ist diese Region über weite Flächen jedoch nicht mehr, sondern ein seit Jahrhunderten intensiv forstwirtschaftlich genutztes Gebiet (WOLKINGER 1984; KOLLER 1975). Von den zukünftigen Zielsetzungen für die Waldentwicklung hängt auch das Konzept für die zukünftige Schalenwildbewirtschaftung ab.

2. Nationalpark und Wildregulierung

Ein allgemein gültiges Patentrezept für eine "Nationalpark gerechte Wildregulierung" gibt es nicht. Immer wieder werden absolute Zahlenangaben gefordert, die den maximalen Wildbestand in einem Gebiet definieren sollen. Diese Forderung läßt sich pauschal nicht erfüllen.

Sind die Bestimmungen für den Schutz einer "Kernzone" lt. IUCN Kriterien (IUCN 1990) noch relativ klar, so wird nach bisherigen Erfahrungen die Abstimmung der Wünsche in den angrenzenden "Bewahrungszonen" oder "Randzonen" im Hinblick auf Forst und Wild zum Prüfstein für die Akzeptanz oder Ablehnung eines Nationalparks durch die Betroffenen. Nach den Bestimmungen der Nationalparkdefinition, hat der Naturschutz in allen Zonen eines Nationalparks Vorrang vor anderen Interessen. Wirtschaftliche Ziele - die sich an ökonomischen Wertvorstellungen orientieren - sollen in einem Nationalpark nicht verfolgt werden können. Für eine Wildbestandesregulierung gilt, daß das aktuelle Jagdgesetz in der derzeit gültigen Form keine geeignete Basis für eine Wildtierbehandlung im geplanten Nationalpark darstellt. Jagd im Sinne trophäenorientierter Hege oder die Jagdvergabe zur Erzielung hoher Pachterlöse ist mit Nationalparkbestrebungen nicht vereinbar.

Für die Schalenwildproblematik in einem Nationalpark läßt sich folgende allgemeine - wildbiologische bzw. ökologische - Zielsetzung ableiten: Es soll ein Gleichgewicht zwischen Wildtieren und Lebensraum angestrebt werden, das sich an der Tragfähigkeit des Lebensraumes orientiert. Zusätzlich soll auf die regionalen, standortstypischen Waldstrukturen Rücksicht genommen werden. Reduktionsmaßnahmen beim Schalenwild zielen darauf ab, daß auch verbißempfindliche Äsungspflanzen aufkommen können und sich standortstypische Mischbaumarten selbständig verjüngen. Alle Maßnahmen müssen daher der lokalen Situation angepaßt werden. Die notwendigen Eingriffe zur Erreichung eines "natürlichen Wildbestandes" müssen mit den Planungen und Praktiken einer zukünftigen "Nutzung" des Gesamtgebietes abgestimmt werden. Ein Wildbewirtschaftungskonzept kann nur Teil einer regionalen Gesamtplanung sein (Abb. 1). Eine koordinierte Vorgangsweise zwischen Nationalpark-Gebieten und angrenzenden Privatrevieren ist unbedingt anzustreben (vgl. diesbezüglich z. B. das Nationalparkgutachten für die Hohen Tauern bzw. für die Donauauen (GOSSOW & DIEBERGER 1989, 1990)).

3. Nationalpark und Tourismus

Auch der Tourismus ist eine Form der "Landnutzung", die Wildtierbestände in Schutzgebieten massiv beeinflußt (Abb. 1). Um den Konflikt zwischen Freizeit und Umwelt zu entschärfen, wird seit mehr als 10 Jahren der "sanfte Tourismus" propagiert (JUNK 1980; KRIPPENDORF 1975). Ganz allgemein wird der Begriff "sanfter Tourismus" mit "umweltfreundlichen Tourismus" gleichgesetzt. Inhalte, Ziele und Formen eines sanften Tourismus sind aber nicht eindeutig formuliert. Es gibt sehr unterschiedliche Vorstellungen, was dieser Begriff bedeutet und wie er umgesetzt werden kann (MOSE 1989).

Sanfter Tourismus ist heutzutage ein besonders beliebtes Schlagwort, das als Synonym für ein umweltverträgliche Entwicklung des Freizeitverhaltens steht. Je nach Bedarf wird es von Befürwortern und Gegnern der Idee als Argument für die Unterstützung oder zur Ablehnung der eigenen Zielvorstellungen und Bedürfnisse verwendet.

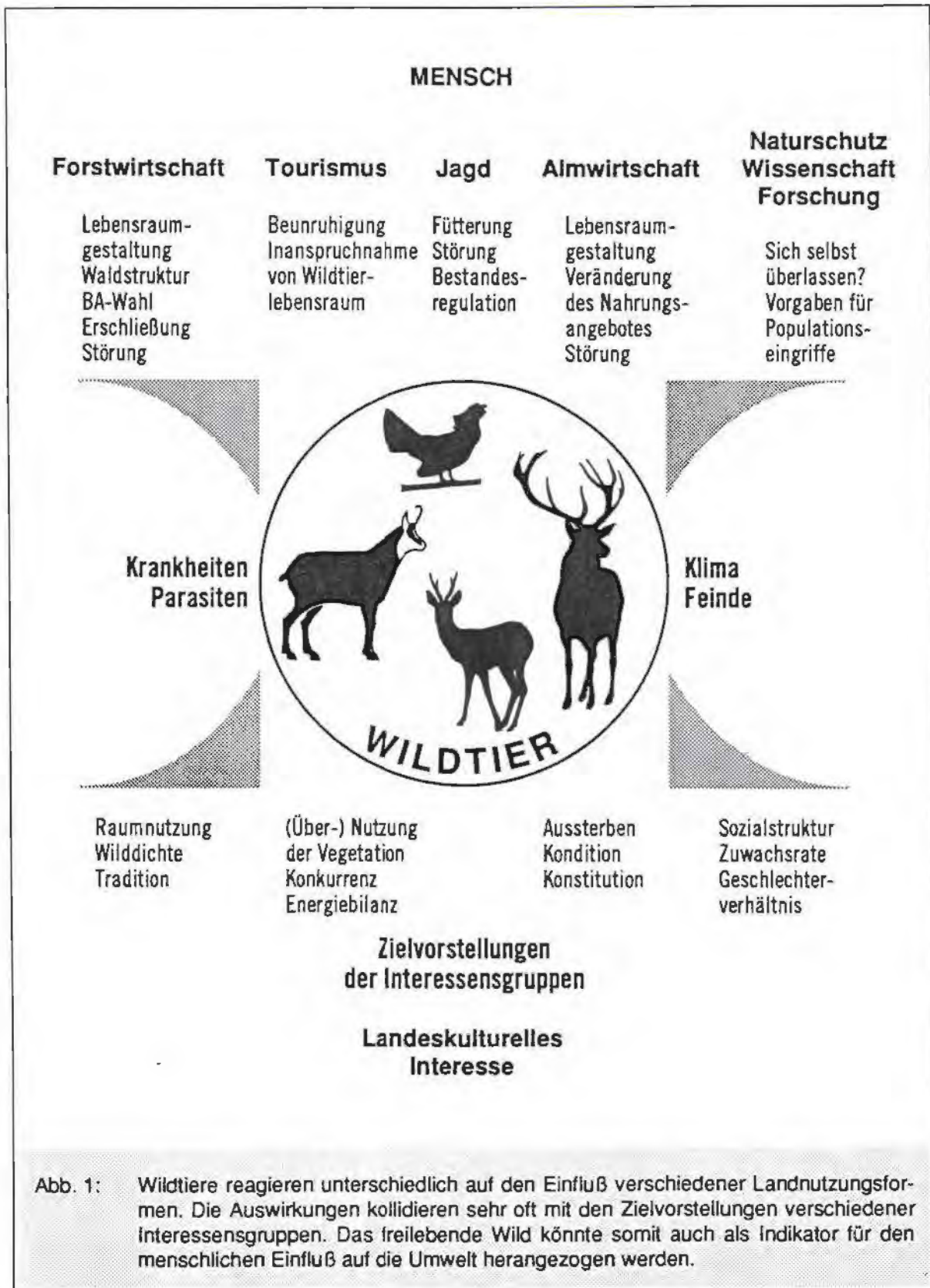
Argumente für einen sanften Tourismus kommen vor allem aus den Kreisen der Tourismusindustrie, die ein Wachstum der Freizeitaktivitäten ohne Naturzerstörung propagiert und daran verdienen möchte (Wandern, Radfahren, Photographieren ...).

Gegenargumente und massive Proteste kommen vor allem von Interessensgruppen (Forstwirtschaft, Fischerei, Jagd...), die in der heutigen Form des sanften Tourismus eine Beeinträchtigung ihrer wirtschaftlichen Interessen sehen (z. B. REIMOSER 1988b., 1990).

Die Grundkonzeption für die Errichtung von Nationalparks betont ausdrücklich den Anspruch auf Erholung und den Zweck der Bildung für den Menschen. Das bedeutet in der Folge auch eine touristische Nutzung von Nationalparks. Die Förderung und der Ausbau eines sanften Tourismus wird von vielen Nationalpark-Befürwortern vertreten. Man versucht sich damit quasi für die "nutzlose" Unterschutzstellung eines Gebietes gegenüber der Öffentlichkeit zu rechtfertigen. Das Argument der Wirtschaftlichkeit soll auch für den Naturschutz gelten. Die touristische Erschließung eines Nationalparks wird von den Nationalparkbetreibern als eine mögliche Kompensation für finanzielle Einbußen aus anderen Wirtschaftszweigen in der Region in Aussicht gestellt. Die dabei möglicherweise zu erzielenden Gewinne kommen hier wohl eher den Gemeinden als den betroffenen Grundbesitzern zugute. Auch das erleichtert manchmal in der Diskussion das Werben um die Akzeptanz eines Nationalpark-Projektes.

Die Nationalpark-Planer müssen sich aber bewußt sein, daß sie mit einer Tourismusförderung eine Massenbewegung in Gang setzen, die leicht außer Kontrolle geraten kann. Dafür gibt es bereits abschreckende Beispiele, wie z.B. die Erfahrungen im Nationalpark Berchtesgaden. Es muß garantiert werden können, daß "die Geister, die man rief", auch beherrschbar bleiben. Zweckoptimismus ohne strategische Planung von Fachleuten ist hier fehl am Platze. Der bisher fehlende Massentourismus in der Region ist u.a. mit ein Grund für den derzeitigen landschaftlichen und ökologischen Wert des Gebietes.

Auch hier kann eine Zonierung der Schutzgebiete und eine geschickte Raumplanung klare Verhältnisse schaffen. Nicht alle Gebiete eines Nationalparks müssen und dürfen betretbar sein. Besonders sensible Regionen, Rückzugsflächen und Ruhezonen dürfen nicht belastet werden und müßten für den unkontrollierten Besucherstrom gesperrt werden. "Tourismus ist die teuerste Einnahmenquelle im Hinblick auf die ökologische Tragfähigkeit von Naturräumen" (Zitat BRAUN mündl. 1990).



III. Problemstellung

Eine zufriedenstellende Lösung der Wald-Wild-Problematik zählt in einem der größten zusammenhängenden Waldgebiete Österreichs auch ohne die Errichtung eines Nationalparks zu einem wesentlichen Anliegen der betroffenen Parteien. Durch die Projektierung des Nationalparks Kalkalpen kommt aber zur bisher von Jagd und Forstwirtschaft geführten Diskussion ein neuer Interessensschwerpunkt dazu. Ein Grund für mögliche Mißverständnisse zwischen den betroffenen Gruppen liegt darin, daß immer wieder von Revierbeobachtungen auf großräumige Verhältnisse geschlossen wird. Weiters stützen sich viele Argumente auf lokale Erfahrungswerte und Schätzungen, die nicht objektiv überprüfbar sind.

Ziel dieser Studie ist die Erhebung des Ist-Zustandes und eine Analyse der gegenwärtigen Bestandessituation des Schalenwildes im geplanten Nationalpark Kalkalpen, Teil Ost. Die detaillierten Auswertungen erlauben gleichzeitig eine Überprüfung und Korrektur der Abschlußstatistiken. Die Aufarbeitung des vorhandenen Datenmaterials und die Darstellung dieser Grundlagenergebnisse soll mehr Sachlichkeit in die teilweise emotionell geführte Wald-Wild-Diskussion bringen.

In dieser Arbeit werden zum jetzigen Zeitpunkt noch keine konkreten Vorschläge für eine "Wildregulierung" gemacht. Ohne die Aufarbeitung des bereits vorhandenen Datenmaterials wäre das eine unzulässige Vorgangsweise. Konzepte sollten auf einer fundierten Datengrundlage mit überprüfbaren Fakten aufbauen. In einer darauf folgenden Planungsphase sollen die dafür notwendigen Maßnahmen in Zusammenarbeit zwischen Wildbiologen, Grundeigentümern, Behörden und Nationalpark-Verwaltung erarbeitet werden. Ein Nationalparkgesetz sollte die rechtlichen Grundlagen und Anforderungen definieren und absichern.

IV. Material und Methode

Für die Darstellung der aktuellen Wald-Wild-Situation wurde eine detaillierte Analyse des verfügbaren statistischen Datenmaterials durchgeführt. Die Daten beziehen sich auf eine Fläche von ca. 32.000 ha. Die Auswertung umfaßt alle von der Nationalpark-Planung betroffenen Reviere und geht teilweise noch darüber hinaus (Karte 1).

1. Grundlagendaten

Die vorliegende Arbeit baut hauptsächlich auf der Auswertung der von den Österreichischen Bundesforsten (ÖBF) zur Verfügung gestellten Jagdstatistiken, sowie auf Datenmaterial der Bezirkshauptmannschaft Kirchdorf an der Krems auf. Teilweise wurden die Ergebnisse einer Umfrage einer bereits durchgeführten Voruntersuchung (REITERER 1991) bei der Auswertung mitberücksichtigt.

Abschußdaten: 1950 - 1990 handschriftlich geführte Abschußlisten der ÖBF;
1980 - 1990 digitale Daten in drei unterschiedlichen Datenformaten;
Karten: ÖK 1:50.000 Nr. 68, 69, 98, 99;
Bestandeskarten der ÖBF 1:10.000 (ergänzt durch REITERER 1991);
Orthophotos 1:10.000 über das gesamte Untersuchungsgebiet;
Waldmaske zu den og. ÖK Blättern.

2. Auswertung

In die Auswertung wurde das verfügbare Datenmaterial von folgenden 4 Forstverwaltungen (FVW) und 23 Jagdrevieren der ÖBF einbezogen :

Forstverwaltung MOLLN: Effertsbach, Ramsau, Welchau, Breitenau, Bodinggraben;
Forstverwaltung SPITAL: Vorder-Pertlgraben, Hinter-Pertlgraben, Vorder-Rettenbach,
Hinter-Rettenbach, Krestenberg;
Forstverwaltung REICHRAMING: Großweißenbach, Ebenforst, Anzenbach, Plaißaberg,
Kaixen, Föhrenbach, Hintergebirge, Blahberg, Weißwasser;
Forstverwaltung GROSSRAMING: Rannach, Hirschkogel, Hehenberg, Schönbichl;

Die Auswertung und Darstellung der Ergebnisse erfolgte bis auf Abteilungsebene. Im wesentlichen wurde der Zeitraum von 1980 bis 1990 bearbeitet. Soweit bekannt, wurden Flächenveränderungen innerhalb dieses Zeitraumes berücksichtigt. Da die letzte für die Auswertung relevante Revision in den Forstverwaltungen Großraming/ Reichraming 1983 durchgeführt wurde, beschränken sich die flächenbezogenen Auswertungen und graphischen Darstellungen auf den Zeitraum von 1984 - 1990.

Die EDV-gestützte Verarbeitung wurde durch die unterschiedliche Zuordnung von Revieren bzw. deren flächenmäßige Veränderung und durch die Vergabe unterschiedlicher EDV-Revier-Nummern erschwert. Die digitale Datenübernahme konnte aufgrund des übergebenen Datenformates erst nach der Erstellung einer speziell angepaßten Konvertierungssoftware durchgeführt werden. Nach Import der Daten in eine Datenbank erfolgte die Selektion der og. Reviere. Diese so gewonnenen Daten wurden in gesonderten Datenbanken der Auswertung zugeführt. Datenumfang: Übernommene Daten: ca. 50 MB; nach Konvertierung in ein Standard-Datenformat (tab-delimited): ca. 30 MB.

Nach der Auswertung der Datenbanken wurden die Daten zur weiteren statistischen und graphischen Bearbeitung in ein Tabellenkalkulationsprogramm bzw. in Graphikprogramme übernommen. Die Erstellung der Kartenwerke erfolgte mittels eines Geographischen Informationssystems (GIS). Anschließend wurden die handdigitalisierten Grundkarten zur graphischen Aufbereitung maßstabsgetreu in das Standardgraphikprogramm Canvas überführt und aufbereitet.

3. Hardware

GIS-Arbeitsplatz: 1 Apple Macintosh IIsi, MC68030, 20 MHz, 5 MB RAM, Festplatte 80 MB, 8 Bit eingebaute Video mit 13" Schirm RGB, Apple 8•24, 24 Bit Karte mit Apple 21" Graustufen-Monitor, System 7.0 ohne VM, 24 Bit Adressierung, 1 2206 Numonics (58x58cm) mit 4 Button Puck, 1200, 8, N, über RS 232.

Graphik-Arbeitsplatz: 1 Apple Macintosh SE/30, MC68030, 16 MHz, 8 MB RAM, Festplatte 40 MB, eingebaute 9" 1 Bit Video (monochrom), Radius Graphik Adapter, Radius 19" Monitor monochrom, System 7.0 ohne VM, 24 Bit Adressierung, 1 PLI (SyQuest) 45 MB Wechselplattenlaufwerk.

- Datenbankserver: 1 Apple Macintosh SE/30, MC68030, 16 MHz, 8 MB RAM, Festplatte 40 MB, eingebaute 9" 1 Bit Video (monochrom), Radius Graphik Adapter, Radius 19" Monitor monochrom, System 7.0 ohne VM, 24 Bit Adressierung, 1 ETC (SyQuest) 45 MB Wechsellplattenlaufwerk.
- Drucker: Apple Laserwriter II NT, HP DeskWriter.
- Netzwerk: Apple Local Talk zwischen Arbeitstationen und Druckern, Netzwerkprotokoll: Apple Talk.
- leihweise zur Datenkonvertierung: Apple Macintosh IICx, MC68030, 16MHz, 8 MB RAM, Festplatte 170 MB intern, 150 MB externe SCSI HD, Apple 8•24 Farbkarte, 13" RGB, Apple 8•24 GC, 24 Bit beschleunigte Farbkarte, 21" Apple Bildschirm Graustufen, Relax 45 MB Wechsellplattenlaufwerk.
- leihweise zur Erstellung von Farbgraphiken: Apple Macintosh Quadra 950, MC68040, 33 MHz, 20 MB RAM, 400 MB HD, eingebaute 24 Bit Farbkarte, Apple 21" Bildschirm, Apple 8•24, 24 Bit Farbkarte, 13" RGB, System 7.01, 32 Bit Adressierung ohne V.M., HP DeskWriter C.

4. Software

- Textverarbeitung: FullWrite Professional™ 1.1 (Ashton Tate)
- Graphik: DeltaGraph™ 1.5 (Delta Point)
 Canvas™ 3.01 (Deneba)
 MacDraw™ II 1.1 (Claris)
- Tabellenkalkulation: Microsoft Excel™ 3.0
- Datenbank: FileMaker™ II (Claris)
- GIS: McGIS (GIS Consult)
- ÖBF Datenkonverter: Eigenentwicklung (GIS Consult)

Zum besseren Verständnis der Auswertungen werden die Ergebnisse bereits in den einzelnen Kapiteln diskutiert. Am Ende jedes Kapitels folgt eine Kurzzusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Aussagen.

5. Methodenkritik

Immer wieder wird kritisch angemerkt, daß Abschlußstatistiken unvollständig und fehlerhaft sind. Die Genauigkeit der Angaben konnte im Nachhinein natürlich nicht mehr überprüft werden. Es ist aber anzunehmen, daß die Auswirkungen von einzelnen fehlerhaften oder falschen Meldungen durch den großen Umfang des Datenmaterials ausreichend ausgeglichen wurden. Auf den Einfluß von trendmäßigen Fehlermeldungen wird bei der Interpretation der Ergebnisse immer wieder hingewiesen.

Durch die Auswahl eines so großflächigen Untersuchungsgebietes ist garantiert, daß fundierte Aussagen über die Auswirkungen der jagdlichen Praxis auf die Struktur und den Aufbau des Schalenwildbestandes und die regionale Verteilung des Wildes im Gebiet gemacht werden können.

Die bearbeiteten Daten sind Grundlagen für die Wildbewirtschaftung auf Bezirks- und auf Revierebene. Im Zuge der vorliegenden Arbeit werden Ungereimtheiten zwischen Abschlußplanung und Streckenstatistik herausgearbeitet und analysiert. Nach der Diskussion der Ergebnisse und der Darstellung von Zusammenhängen kann das Datenmaterial korrigiert werden. Dabei kommt es nicht auf das Fehlen oder Vorhandensein von einzelnen Stücken an. Wesentlich wichtiger ist das Aufzeigen von den unterschiedlichen Größenordnungen zwischen angegebenen und ermittelten Bestandeswerten.

Die Ergebnisse sind als Grundlagenerhebung und als Diskussionsbasis zu verstehen, die für die Ausarbeitung zukünftiger Managementmaßnahmen dienen können.

Der Einfluß des Schalenwildes auf die Vegetation (Verbißbelastung, Schälschäden) wird im Zuge dieser Arbeit nicht behandelt. Nach Absprache mit dem Auftraggeber wurde die wildökologische Grundlagenstudie auf zwei Arbeitsgruppen aufgeteilt. Die Bearbeitung der waldbaulichen Fragestellungen wurde Dipl.Ing. M. Forstner zugeteilt.

V. Danksagung

Auftraggeber für die Durchführung dieser Studie war der Verein Nationalpark Kalkalpen. Die Arbeit wurde durch das BM f.Umwelt, Jugend und Familie finanziert.

Den Vertretern der Österreichischen Bundesforste muß für die Überlassung des gesamten Datenmaterials herzlich gedankt werden. Erstmals in Österreich wurde Datenmaterial in einem so großen Umfang für eine wissenschaftliche Bearbeitung ohne Einschränkungen zur Verfügung gestellt. Es muß ausdrücklich betont werden, daß ohne diese Kooperation unsere Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Der besondere Dank der Arbeitsgruppe gilt dabei OFR Dipl.Ing. G. Ertl, der uns jederzeit für Wünsche und Anfragen zur Verfügung stand und für einen herzlichen Kontakt zwischen der Arbeitsgruppe und der Generaldirektion der ÖBF sorgte.

Wir bedanken uns auch bei den Vertretern der durch die Nationalparkplanung betroffenen Forstverwaltungen für Ihre Gesprächsbereitschaft.

Univ.Prof.Dr.H.Gossow, Leiter des Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, möchten wir für seine ideelle und fachliche Unterstützung sowie für seine Geduld und sein Verständnis danken, das er für die übermäßig lange und völlige Inanspruchnahme der EDV-Anlagen des Instituts durch die Arbeitsgruppe aufgebracht hat.

Wir schulden auch unserem Kollegen M.Grinner herzlichen Dank. Seine Sachkenntnis als EDV-Spezialist war unentbehrlich. Durch seine Mitarbeit in Form von eigenen Programmierungsarbeiten und Programmanpassungen wurde eine Bearbeitung des Datenmaterials erst möglich gemacht.

Allen weiteren Kolleginnen und Kollegen, die durch fachliche Diskussionen Anteil an der Arbeit nahmen, sei hier ebenfalls nochmals gedankt.

VI. Ergebnisse und Diskussion

1. Rotwild

"Für die der Abschlußplanung zugrunde zu legende Zuwachsermittlung ist der Frühjahrswildstand (überwinteres Wild zum Stichtag 1. April) heranzuziehen. Je nachdem, ob der Wildstand tragbar ist, reduziert werden muß oder angehoben werden kann, ist der Abschluß gleich dem Zuwachs, höher oder niedriger anzusetzen" (Zit. OÖ Jäger 1990).

Aus obigem Zitat geht hervor, daß die zahlenmäßige Erfassung des Wildstandes eine der Grundlagen für die Abschlußplanung in Oberösterreich darstellt. Daneben ist jedoch zu betonen, daß im O.Ö. Landesjagdgesetz immer wieder auf die landeskulturellen Interessen hingewiesen wird. Die notwendige Abstimmung der Wildhege auf Revierverhältnisse, Äsungsangebot und Lebensraum wird in mehreren Paragraphen hervorgehoben (PESENDORFER und RECHBERGER 1989 z.B. § 3, §49, §50).

Zunehmend wird der Einsatz von Verbißkontrollflächen als eine Grundlage für die Abschlußplanung herangezogen (z. B. DONAUBAUER 1989, KRAUS 1987; REIMOSER 1991; WEIDENBACH 1990). Auch im Zuge dieser Arbeit wird mehrfach auf die Bedeutung von Kontrollzäunen hingewiesen. Trotzdem ist verständlicherweise eine numerische Basis nötig, auf der die Abschlußplanung aufbauen kann.

1.1. Bestandesentwicklung

Nimmt man den gemeldeten Frühjahrswildbestand im Jahr 1980 als gegeben und führt die Bestandesentwicklung unter Zugrundelegung eines Zuwachsprozentes von 33 % (als Faustregel) weiter, so wäre die Rotwildpopulation bei dem getätigten Abschluß **nach vier Jahren erloschen**. Selbst wenn man im Jahr 1984 wieder die angegebene Bestandesmeldung zugrundelegt, wäre das letzte Stück abermals bereits nach fünf Jahren erlegt worden (Tab. 1a).

Führt man dieselbe Berechnung auf Bezirksebene durch, so erhält man das gleiche Ergebnis; nur zeitlich etwas verzögert. Im vorliegenden Fall (Tab. 1b) wurden die Daten aus dem Bezirk Kirchdorf herangezogen. Die zwei angeführten Beispiele sind durchaus keine Seltenheit. Man würde mit hoher Wahrscheinlichkeit in den meisten österreichischen Rotwildbezirken auf ähnliche Ergebnisse stoßen (vgl. z.B. ENNEMOSER 1983, ZEILER et al. 1990). Damit wird jedoch deutlich, daß die Abschlußplanung immer noch zu schematisch gehandhabt wird (vgl. GOSSOW 1980).

Tab. 1: Bestandesberechnung für Rotwild unter Zugrundelegung von angegebenem Wildstand (in Stück) und 0,33 % Zuwachs (a) im Untersuchungsgebiet und (b) im Bezirk Kirchdorf

(a) Gesamtes Untersuchungsgebiet

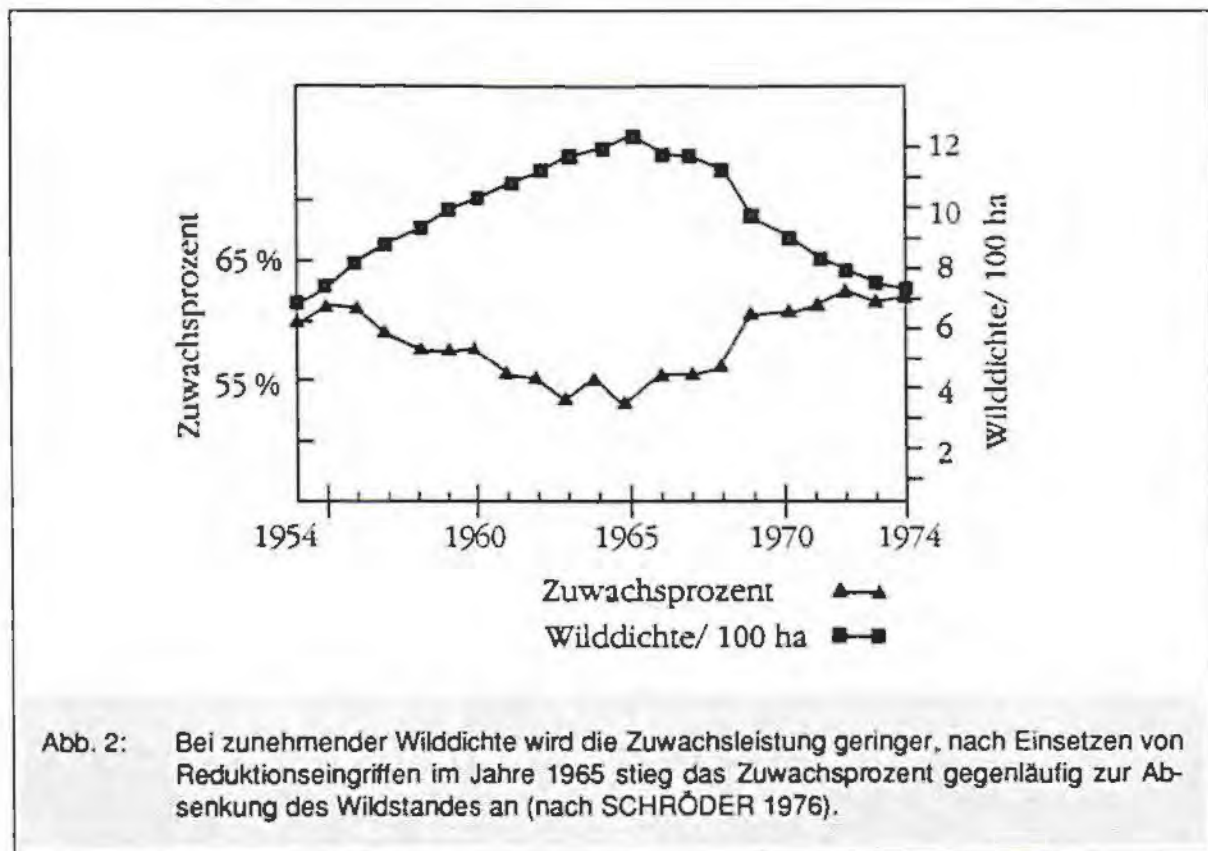
Jahr	Frühjahrswildstand/ Stück		Zuwachs		Abgang		Frühjahrswildstand neu
1980	angegeben 1046	+	1046 x 0,33	-	569	=	822
1981	822	+	822 x 0,33	-	613	=	480
1982	480	+	480 x 0,33	-	517	=	122
1983	122	+	122 x 0,33	-	476	=	-314
1984	angegeben 1022	+	1022 x 0,33	-	459	=	900
1985	900	+	900 x 0,33	-	457	=	740
1986	740	+	740 x 0,33	-	494	=	491
1987	491	+	491 x 0,33	-	507	=	146
1988	146	+	146 x 0,33	-	482	=	-288

(b) Bezirk Kirchdorf

Jahr	Frühjahrswildstand/ Stück		Zuwachs		Abgang		Frühjahrswildstand neu
1980	angegeben 2681	+	2681 x 0,33	-	1039	=	2527
1981	2527	+	2527 x 0,33	-	1101	=	2260
1982	2260	+	2260 x 0,33	-	935	=	2071
1983	2071	+	2071 x 0,33	-	941	=	1813
1984	1813	+	1813 x 0,33	-	885	=	1526
1985	1526	+	1526 x 0,33	-	1007	=	1023
1986	1023	+	1023 x 0,33	-	1011	=	350
1987	350	+	350 x 0,33	-	1092	=	-627

Bevor weiter auf die Situation im Untersuchungsgebiet eingegangen wird, soll hier kurz auf die Faktoren **“Wilddichte und Zuwachsprozent”** Bezug genommen werden.

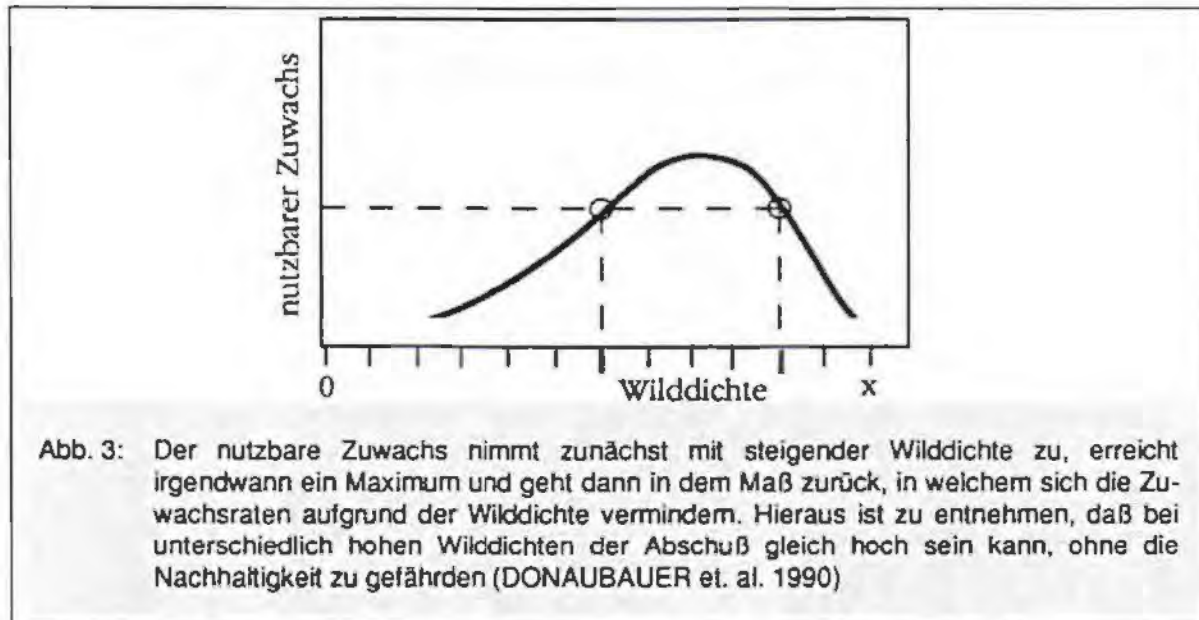
SCHRÖDER konnte 1976 im “Rotwildring Harz” in Deutschland nachweisen, daß sich Zuwachsprozent und Wilddichte in etwa verkehrt proportional zueinander verhalten (Abb. 2). Das heißt, bei stärkerem Reduktionseingriff erhöhte sich die Fortpflanzungsleistung des weiblichen Wildes. Deutlich ist aber auch aus SCHRÖDER's Arbeit zu erkennen, daß es bei recht unterschiedlichen Wilddichten zu gleichen Gesamtzuwächsen kommen kann (Abb. 3).



Es ist also ersichtlich, daß auf verschiedenem Wilddichteniveau gleiche jährliche Abschußquoten erzielt werden können und auch müssen, will man den Bestand halten. Für den Lebensraum ergibt sich daraus natürlich eine stark unterschiedliche Belastung.

Diese Zusammenhänge sind insofern von Bedeutung, als vielfach nach erfolgter Bestandesreduktion auch eine starke Herabsetzung des Abschusses erfolgt, wodurch die Bemühungen

zur Senkung des Wildstandes oft innerhalb kurzer Zeit wieder zunichte gemacht werden. Die Erfüllung des Abschusses dürfte bei niedrigerer Wilddichte natürlich schwerer fallen, insbesondere weil angesichts der geringeren Konkurrenz dann auch die Zuwachskompensation kräftiger ausfällt.



1.2. Wildbestand 1980

Da für die Reviere der Österreichischen Bundesforste sehr gutes Datenmaterial zur Verfügung stand, konnte eine Bestandesermittlung ähnlich wie im Modellfall "Rotwildring Harz" durchgeführt werden (siehe Tab. 2). Anstelle der üblichen Sichtzählungen verwendet das Rückrechnungsverfahren die vorliegenden Streckenergebnisse einschließlich der Fallwildverluste zur Bestandesermittlung. Besonders hervorzuheben ist, daß bei den ÖBF-Daten auch das Alter des weiblichen Wildes erhoben wird. Es ist nicht bekannt, wie genau die Altersschätzung beim weiblichen Wild durchgeführt wurde. Dennoch ist der Wert dieser Altersermittlung für die Bestandesberechnungen besonders hoch einzuschätzen, weil damit eine Zuordnung zu Setzjahrgängen möglich wird und diese mit abgelaufenem Umtrieb zusammengefaßt werden können.

Der Harzer Rückrechnungsmethode liegt folgende Überlegung zugrunde: Der Nachwuchs aus einem bestimmten Setzjahrgang (in unserem Fall 1980) ist nach einer Zeitdauer von ca.

12 - 15 Jahren vollständig erlegt oder durch sonstige Ursachen umgekommen; 15 Jahre kommen der oberen Altersgrenze für Rotwild nahe. Für die Rückrechnung im Untersuchungsgebiet steht uns nur eine Periode von elf Jahren zur Verfügung. Da aber damit der Großteil der Abgänge erfaßt ist, lassen sich auch schon nach dieser Zeitspanne Aussagen ableiten. Die Summe aus Abschluß und Fallwild wird nachfolgend "Abgang" genannt.

In Tab. 2 sind die Abgänge des Setzjahrganges 1980 fett gedruckt (Diagonale). Im Falle des männlichen Kälberzuwachses sind also beispielsweise im Jahr 1980 98 Hirschkalber erlegt worden bzw. eingegangen, 35 Stück im folgenden Jahr als Schmalspießer, 21 Stück 1982 als 2-jährige usw., bis laut Tabelle 10 Jahre später - also 1990 - noch 8 Stück zum Abgang gekommen sind.

Summiert man die fettgedruckten Zahlen diagonal von links oben nach rechts unten, so erhält man die Anzahl der gesetzten Kälber für das Jahr 1980. In unserem Fall stellt sich heraus, daß mindestens **213 männliche** und **289 weibliche Kälber** gesetzt worden sein müssen. Summiert man auch die anderen Jahrgänge schräg nach unten, so ergibt sich der Bestand an ein-, zwei-, dreijährigen, bis zu den ältesten Stücken.

Die Rückrechnung nach dem Setzjahrgang (Tab. 2) bringt folgende Ergebnisse:

	männliches Rotwild	weibliches Rotwild	Summe
Frühjahrsbestand 1980	578	832	1410
Mindestzuwachs 1980	213 (Kälber)	289 (Kälber)	502
Sommerbestand 1980	791	1121	1912
Abgang 1980	247	322	569

Die ermittelten Daten sind **Mindestwerte**, da sie nur auf dem gemeldetem Abgang aufbauen. Eine gewisse Korrektur im Hinblick auf den noch unvollständigen Jahrgang (11 anstatt ca. 15 Jahre) kann erreicht werden, wenn man die Stückzahlen der ab dem 11. Jahrgang grau hinterlegten Fläche in Tab. 2 in beschriebener Weise aufsummiert und zu den 791 männlichen bzw. 1121 weiblichen Stück hinzufügt. Das ergibt den **Sommerbestand**. Durch Abzug der Kälber erhält man den **Frühjahrsbestand**, der die Basis für die Abschlußplanung darstellt. Das Ergebnis von 598 männlichen und 862 weiblichen Stück im **Frühjahrsbestand 1980** (gesamt 1460 Stück) entspricht der nachfolgenden Kontrollrechnung nach DRECHSLER (1988) beinahe exakt.

Tab. 2: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Rotwildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet. Rückrechnung nach dem Setzjahrgang laut Modellfall Rotwildring Harz (RAESFELD und REULECKE 1988). Details s. Text.

(a) Männlicher Rotwildbestand (in Stück)

Jahre	Alter in Jahren (K = Kälber)																				Gesamt- abgang
	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1980	98	48	13	14	10	7	6	8	10	3	8	13	6	2	1						247
1981	97	35	20	32	19	7	6	5	14	1	14	5	6	1	3				1		266
1982	79	26	21	22	18	7	4	7	8	3	11	1	5	1		1	2				216
1983	79	22	16	17	18	2	9	6	4	1	10	1	2				1	1			189
1984	75	21	28	14	13	7	3	2	7	2	7	2	4	1		2					188
1985	62	18	19	23	11	5	1	8	3	2	10	3	5		2			1			173
1986	76	19	22	22	8	1	7	6	9	3	8	1	1	1							184
1987	80	15	27	21	10	7	7	1	1	1	7	3									180
1988	69	20	20	20	14	4	12	4	6	2	7	3	3				1				185
1989	72	15	16	18	12	2	1	5	3	2	10	2	3		1	1					163
1990	58	17	17	23	11	2	6	7	5	2	8	3								1	160
Sommer- bestand 1980	213	135	98	70	50	38	31	44	28	23	19	22	7	8	3	1	-	1	-	-	791
Frühjahrs- bestand 1980	135	98	70	50	38	31	44	28	23	19	22	7	8	3	1	-	1	-	-	-	578

(b) Weiblicher Rotwildbestand (in Stück)

Jahre	Alter in Jahren (K = Kälber)																				Gesamt- abgang
	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1980	109	83	10	20	17	14	15	11	5	2	17	2	7	2	3	3			2		322
1981	113	79	14	29	22	21	10	14	14	6	18		5			2					347
1982	92	69	18	22	20	23	14	8	11	5	13	2	2	2		2					301
1983	95	66	13	17	21	18	14	14	8		11		2		1	6			1		287
1984	90	65	15	12	15	17	17	14	12	2	9		1	1		1					271
1985	104	59	12	14	17	19	14	9	8	3	11	1	5		4	2			2		284
1986	121	74	11	23	12	21	11	8	8		12	2	2		1	4					310
1987	123	78	18	22	18	14	12	12	6	2	8		7	1	1	5					327
1988	110	73	6	15	17	20	14	14	7	2	7		6			4	2				297
1989	80	67	7	17	19	18	8	7	4	1	10	1	4		1	1					245
1990	86	72	12	11	13	15	5	4	9		3		2		1	3					236
Sommer- bestand 1980	289	197	123	113	100	66	54	51	33	33	21	11	13	6	5	4	-	-	2	-	1121
Frühjahrs- bestand 1980	197	123	113	100	66	54	51	33	33	21	11	13	6	5	4	-	-	2	-	-	832

1.3. Wildbestand 1990

Bei der durchgeführten Bestandesermittlung lt. Harzer Modell können Fehlerquellen, wie die Wechselwildbewegung, sowie unrichtige Altersangaben auftreten. Zur Kontrolle dieser Einflüsse dienen die Rückrechnungsformeln von DRECHSLER (1988). Mit Hilfe dieses Ansatzes erfolgt die Bestandesermittlung rein rechnerisch. Als Eingangsgrößen werden der **Abgang**, die **Zuwachseleistung**, sowie der **Geschlechteranteil** der Kälber benötigt. Die Berechnung erfolgt nur für den weiblichen Anteil am Bestand. Im folgenden werden in Kurzform die Parameter sowie der Formelansatz von DRECHSLER vorgestellt:

- n: Anzahl der Untersuchungsjahre. Sie entspricht der Anzahl der laufend durchgeführten Jahresabschüsse plus 1 Jahr.
- A_1 : Zuletzt getätigter Jahresabschuß einschl. Fallwild an weiblichem Wild, einschl. weiblicher Kälber. Die weiter zurück liegenden Abschüsse werden dann mit A_2 , A_3 usw. A_{n-1} bezeichnet.
- FB: Frühjahrsbestand an weiblichem Wild.
- FB_n : Frühjahrsbestand an weiblichem Wild vor Durchführung des am weitesten zurückliegenden Abschusses A_{n-1} (Ausgangsbestand).
- s: Bezeichnet die prozentuale Zusammensetzung des weiblichen Sommerbestandes nach Frühjahrsbestand und Zuwachs. Dabei wird der Frühjahrsbestand immer mit 1,0 eingesetzt. Bei Unterstellung eines 32%igen Zuwachses würde $s = 1,32$ sein.

Gesucht wird der Wert für

FB_1 : Frühjahrsbestand an weiblichem Wild nach Durchführung von A_1 (Endbestand).

Die Grundformel lautet:

$$FB_1 = s^{n-1} FB_n - A_1 - sA_2 - s^2A_3 \dots - s^{n-2}A_{n-1}.$$

Bei der Formel von DRECHSLER wird ausschließlich mit einem fixen weiblichen Zuwachsprozent gerechnet. 75 % Zuwachs von den mehrjährigen Tieren entsprechen laut ENNEMOSER (1983) 60 % vom gesamten weiblichen Rotwild (bei einem Geschlechterverhältnis (GV) von 1:1). Dies kann aber je nach Bestandesstruktur (Kahlwild) und GV-Änderungen höher oder geringer ausfallen.

Nach vielen Testläufen mit dem Datenmaterial aus dem Untersuchungsgebiet stellen sich **62 % Zuwachs** vom gesamten weiblichen Wild als bester Wert heraus, welcher der angenommenen Bestandesentwicklung (10 % Abnahme) am besten nahekommt. Für den Anteil des mehrjährigen weiblichen Wildes entspricht das einem **Zuwachs von 84 %**.

Mit großer Sicherheit änderte sich die Zuwachsrates von männlichen und weiblichen Kälbern innerhalb der untersuchten 11-Jahresperiode. Der Rückrechnungsformel von DRECHSLER sowie der Bestandessimulation wurde ein **Geschlechterverhältnis von 1 : 1,37** (männlich zu weiblich) beim Nachwuchs unterstellt. Dieses Geschlechterverhältnis scheint während der ersten fünf Jahre nur geringfügig zugunsten der Wildkälber verschoben. Im Gegensatz dazu überwiegt der Anteil weiblicher Kälber im zweiten Teil des Untersuchungszeitraumes deutlich (vgl. Abb. 6). Daß der Geschlechteranteil beim Rotwildzuwachs durchaus nicht immer im Verhältnis 1:1 anfällt, führt Tab. 3 vor Augen.

Tab. 3: Vergleich des Geschlechterverhältnisses der Kälber in verschiedenen Rotwildvorkommensgebieten. Es wird ein Zusammenhang zwischen Wilddichte und dem Anteil an weiblichen Kälbern ersichtlich. Bei hoher Wilddichte bewegt sich das Geschlechterverhältnis um 1:1, bei niedriger Wilddichte verschiebt sich der Anteil stark zugunsten der Wildkälber (ENNEMOSER 1983, modifiziert).

	HR Harz 20 Jahre 1954-1973	Bezirk Reutte 7 Jahre 1975-1981	HG Gurgltal-Mieminger Plateau erste 5 Jahre 1973-1977	zweite 5 Jahre 1978-1982	HG Karawanken 9 Jahre 1973-1981	Sengsengebirge Reichraminger Hintergebirge 11 Jahre 1980-1990
Kälber- abgang	55% ♂ 45% ♀	50% ♂ 50% ♀	44% ♂ 56% ♀	43% ♂ 57% ♀	38% ♂ 62% ♀	43% ♂ 57% ♀
Gesamt- abgang	48% ♂ 52% ♀	48% ♂ 52% ♀	45% ♂ 55% ♀	39% ♂ 61% ♀	41% ♂ 59% ♀	40% ♂ 60% ♀
Tragsack- untersuchung	54,4% ♂ 45,6% ♀		44% ♂ 56% ♀	43% ♂ 57% ♀		
rechnerische Wilddichte je 100 ha Rotwild- lebensraum	ca. 9 Stück	6 Stück	5,2 Stück	5 Stück	2,3 Stück	4 Stück

Für das Jahr 1980 errechnet sich nach DRECHSLER ein weiblicher Mindestbestand von 829 Stück, d.h. bei diesem Ausgangsbestand von weiblichem Rotwild im Jahr 1980 wäre unter Zugrundelegung des erhobenen Abganges der Bestand 1990 erloschen. Da nach Befragung der zuständigen Jagd- und Forstorgane einheitlich eine rückläufige Bestandesentwicklung für Rotwild angegeben wurde (siehe REITERER 1991), wurde in der Trendformel von DRECHSLER eine Bestandesabnahme von 10 % vom weiblichen Wild unterstellt. Daraus errechnet sich, daß 1980 etwa 865 Stück weibliches Rotwild vorhanden gewesen sein müßten. 862 Stück ergeben sich durch die korrigierte Rückrechnung laut Harzer Modell. Somit ist dieser Wert doppelt abgesichert. Für weiterführende Bestandesberechnungen wurden 865 Stück weibliches Rotwild als Ausgangsbestand im Frühjahr 1980 angenommen.

Als Frühjahrsbestand für das Jahr 1990 ergeben sich nach DRECHSLER 771 Stück weibliches Rotwild, aus der Bestandessimulation 764 Stück. Angenommen wurde eine Bestandesabnahme von 10 % des Ausgangsbestandes, das ergibt einen Wert von 778 Stück. Alle angewendeten Rechenverfahren führen zu fast identen Ergebnissen.

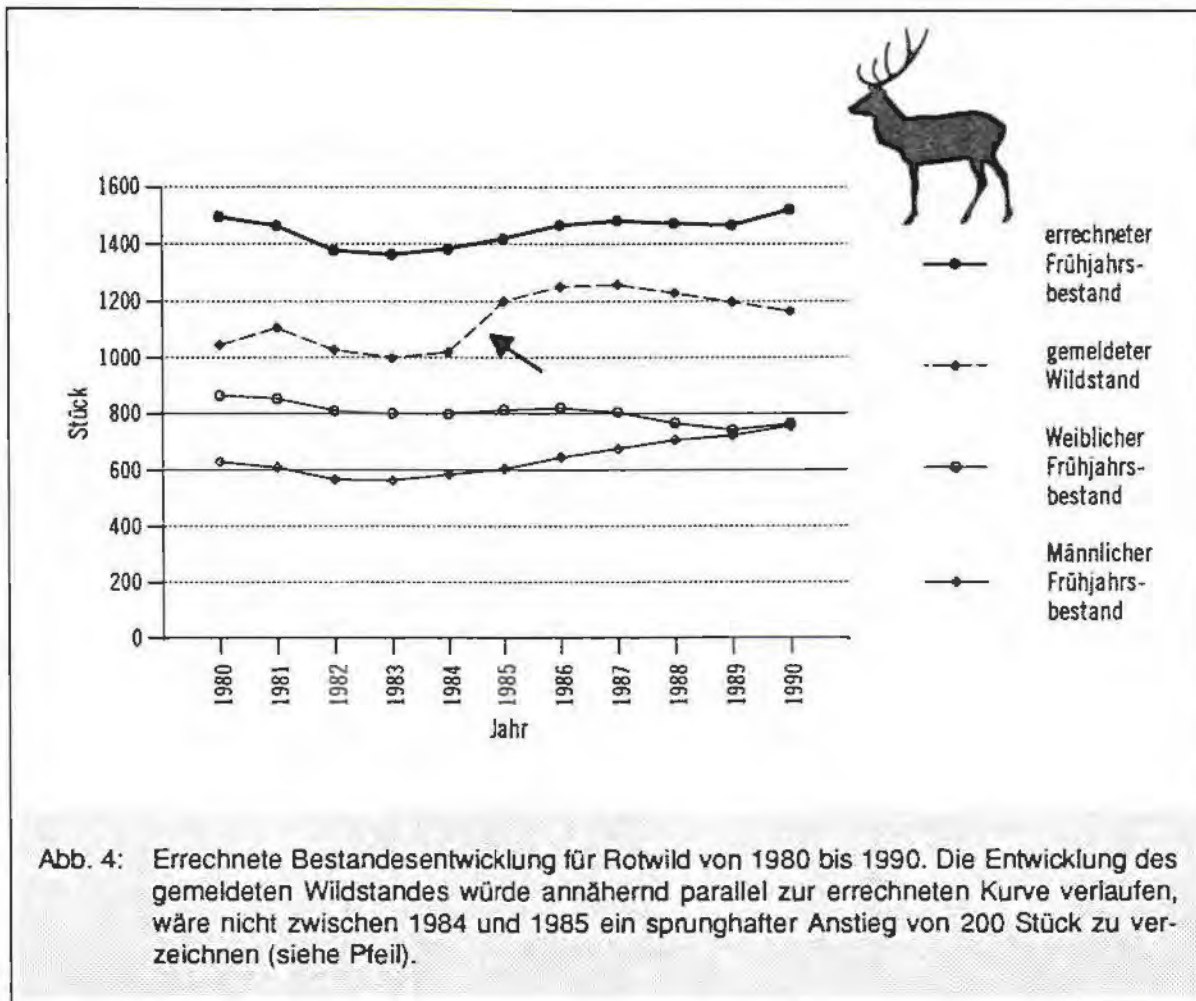
Für 1990 kann nach der Modellsimulation folgender Wildstand abgegeben werden:

764	Stück weibliches Wild
758	Stück männliches Wild
1522	Stück Frühjahrsgesamtbestand Rotwild im Untersuchungsgebiet

In Abb. 4 wird die errechnete Bestandesentwicklung zwischen 1980 und 1990 wiedergegeben. Es wird darauf hingewiesen, daß nicht die reale Wildstandsentwicklung aufgezeigt werden kann. Die Bestandeskurve ist lediglich das Ergebnis aus einer Reihe von verschiedenen Testläufen.

Deutlich ist aus den Simulationskurven zu erkennen, daß die Absenkung des Wildstandes wahrscheinlich nur beim weiblichen Wild stattfand, daß jedoch der **Gesamtbestand 1990 wieder in etwa gleich hoch wie 1980** wäre. Die zurückhaltende Bejagung der Hirsche dürfte aber zu einem deutlichen Ausgleich des Geschlechterverhältnisses beigetragen haben.

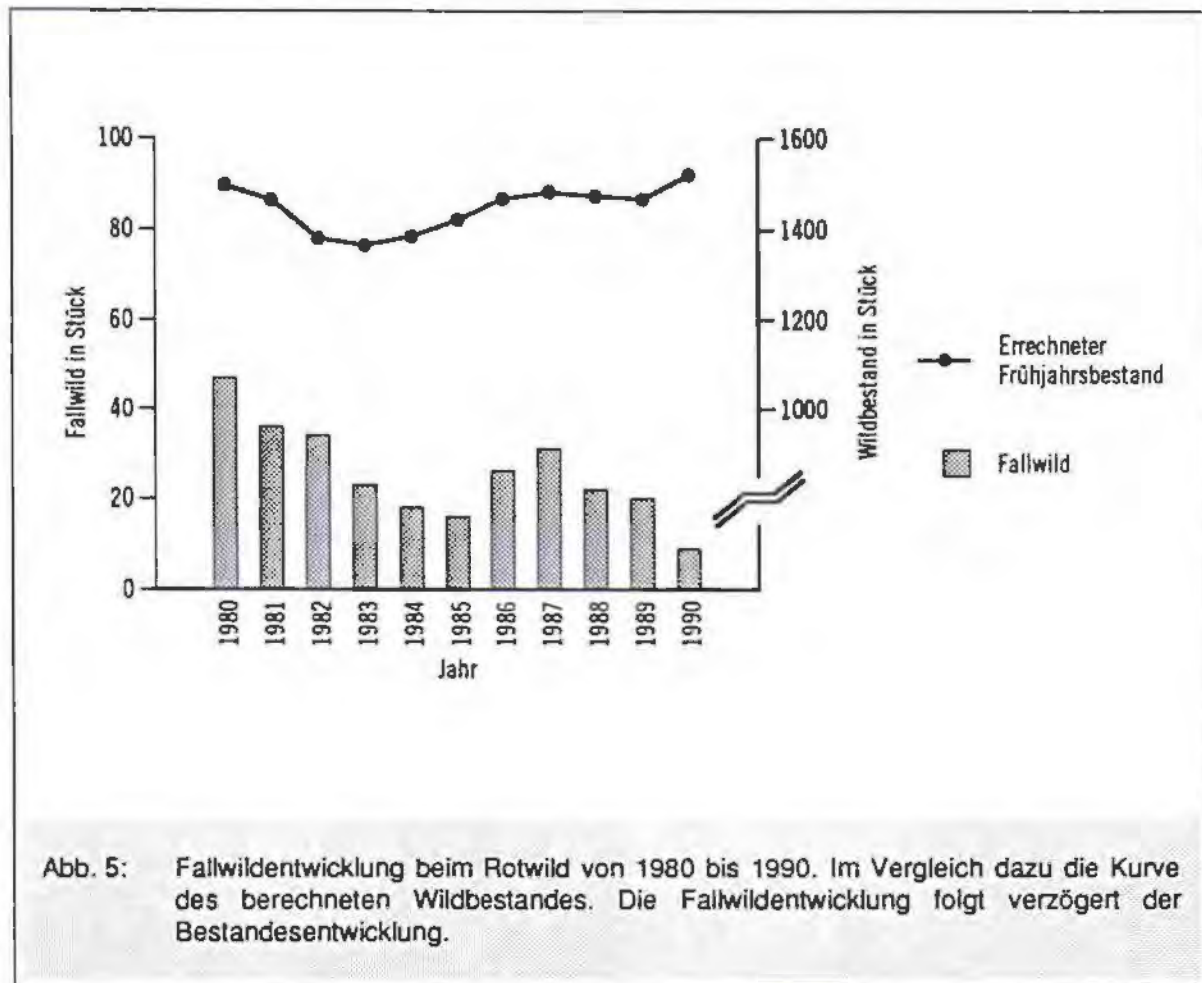
Aus dem Simulationsmodell läßt sich weiters ablesen, daß die Wilddichte während des Untersuchungszeitraumes nie unter 4 Stück/ 100 ha abgesunken sein dürfte. Alleine daraus



aber ableiten zu wollen, daß der Wildbestand überhöht sei, wäre nicht richtig! Die Angabe von 4 Stück/100 ha sagt nichts über die Wildverteilung auf der Bezugsfläche von 32.262 ha oder über sonstige Lebensgrundlagen des im Untersuchungsgebiet heimischen Rotwildes aus.

Interessant ist auch die Wellenbewegung, die sowohl in der Gesamtbestandesentwicklung als auch beim weiblichen Wild festzustellen ist. Derselbe Kurvenverlauf ist zeitlich verzögert auch für die Fallwildfunde beim Rotwild zu erkennen (Abb. 5).

Auch der Prozentanteil der weiblichen Stück vom jährlichen Kälbergesamtabgang (Abb. 6) deutet auf dieselbe Populationsentwicklung hin. Nachdem der Bestand bis etwa 1984 verringert worden sein dürfte, hat sich danach der Abgang an weiblichen Kälbern deutlich erhöht.



Von 1980 - 1984 war das durchschnittliche Geschlechterverhältnis beim Kälberabgang 46:54 %, von 1985 - 1988 veränderte sich das durchschnittliche Geschlechterverhältnis beim Kälberabgang auf 39:61 % zugunsten der weiblichen Stücke. Daß sich setzjahrgangsweise u.U. erhebliche Unterschiede in der Fortpflanzungsleistung aber auch in der natürlichen Lebenserwartung ergeben können (z.B. in Zusammenhang mit Frühlingswetter), haben besonders Untersuchungen in Schottland gezeigt (vgl. z.B. ALBON et al. 1992). Es gibt Hinweise darauf, daß höhere weibliche Nachwuchsraten als Reaktion der Wildart auf stärkere Reduktionseingriffe bzw. entschärften Konkurrenzdruck und entsprechend verbesserte Kondition gedeutet werden können (WILDBIOLOGISCHE GESELLSCHAFT MÜNCHEN 1988). Dem Einwand, daß man Wildkälber bevorzugt erlegt, oder daß immer wieder erlegte Hirschkälber gerne als Wildkälber gemeldet werden, kann folgendes entgegengehalten werden:

Sollte das Geschlechterverhältnis der Nachwuchsrate tatsächlich bei 1 : 1 liegen, so müßte sich der verstärkte Eingriff in das weibliche Wild insofern bemerkbar machen, daß Tiere immer seltener werden. Daß dies nicht der Fall ist, zeigen Abschlußlisten und Bestandesangaben. Im Jahr 1980 waren 101 mehrjährige Hirsche und 130 mehrjährige Tiere als Abgang zu verzeichnen, 1990 waren es 85 Hirsche und 150 Tiere. Für die Periode von 1980 bis 1990 wurden 1.306 Hirsche und 2.104 Tiere als Abgang im Untersuchungsgebiet gemeldet (ohne Kälber). Insgesamt erfolgte ein Abgang von 2.151 Stück männlichem und 3.227 Stück weiblichem Rotwild. Das ergibt einen **jährlichen Mehrabgang** von knapp **100 Stück weiblichem Rotwild** im Vergleich zum männlichen und dies über eine Periode von elf Jahren.

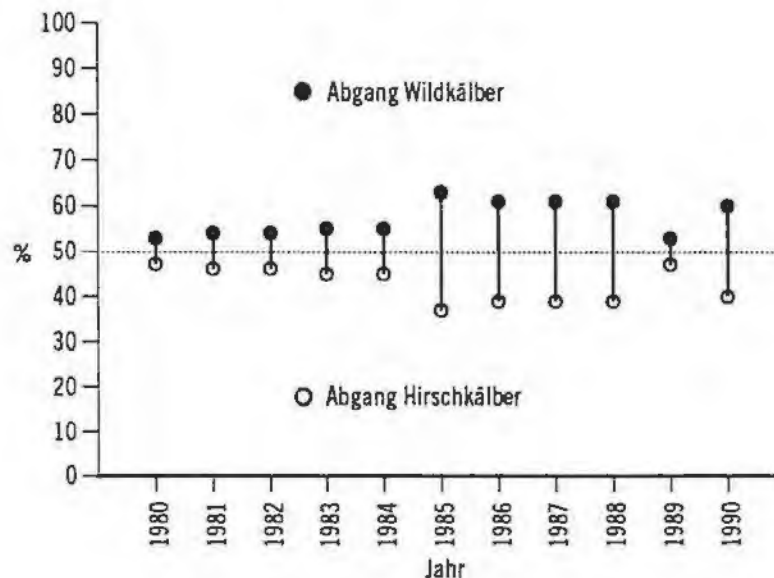
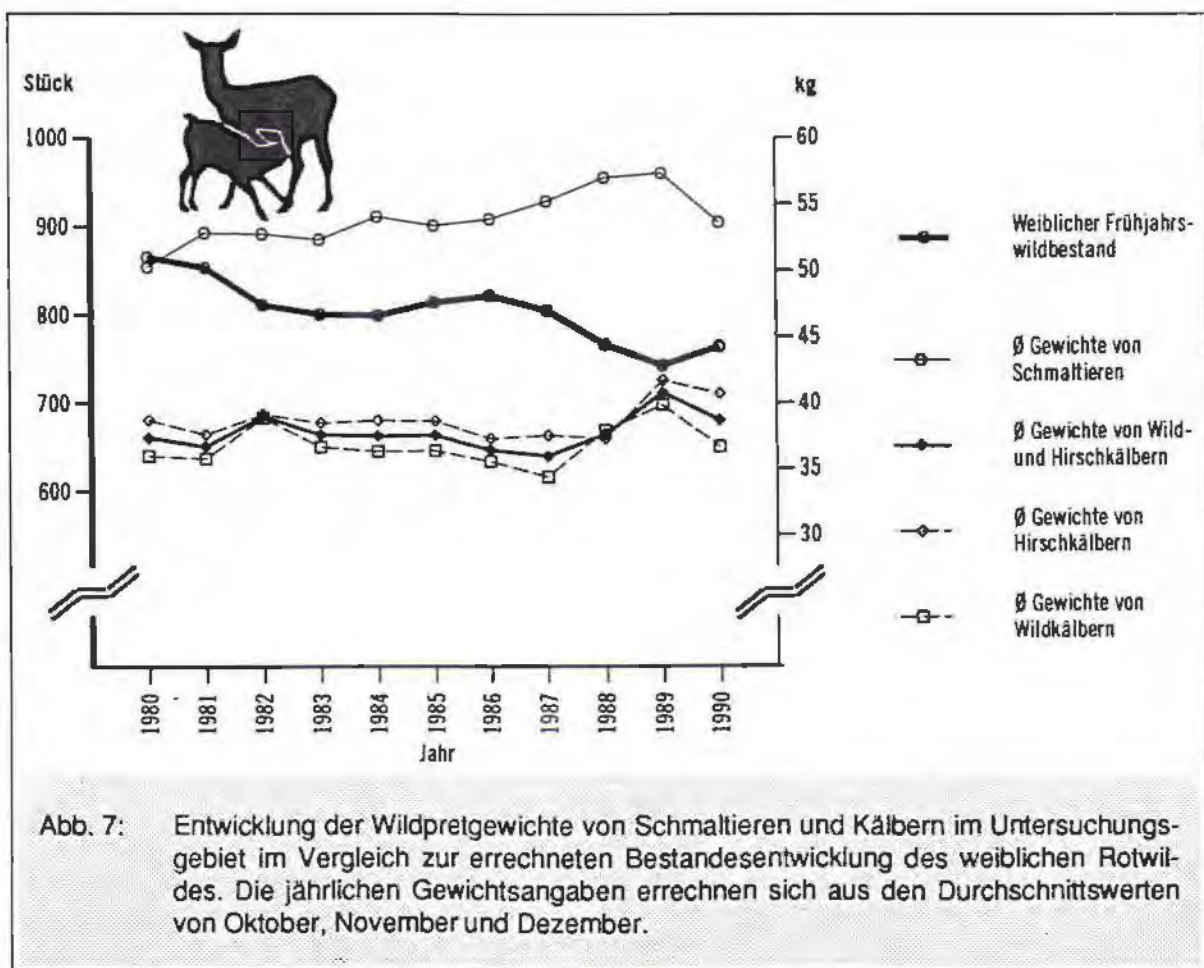


Abb. 6: Prozentueller Anteil von männlichen und weiblichen Stücken am gesamten Kälberabgang. Es ist ersichtlich, daß der Prozentsatz der Wildkälber ab 1985 deutlich zunimmt.

1.4. Wildpretgewicht und Fortpflanzung

Zusätzlich ergaben sich bei der Auswertung des Datenmaterials einige interessante und besonders auffällige Zusammenhänge. Als ein möglicher Weiser für die Wilddichte und somit

auch die Lebensraumbelastung durch Rotwild kann das Wildpretgewicht herangezogen werden (ENNEMOSER 1983; GOSSOW 1976; RAESFELD und REULECKE 1988). Um jahreszeitlichen sowie altersbedingten Gewichtsschwankungen zu entgehen, bieten sich für Gewichtsvergleiche vor allem Kälber und Schmaltiere an. Die vorliegenden Auswertungen beziehen sich auf Durchschnittswerte aus den Monaten Oktober, November und Dezember. Vergleicht man den Gewichtsverlauf der Kälber und Schmaltiere mit der Bestandesentwicklung des weiblichen Wildes, so ergeben sich recht deutliche gegenläufige Entwicklungen (siehe Abb. 7). Das heißt, bei Senkung des Wildbestandes steigt das Wildpretgewicht, umgekehrt fällt es. Etwa im selben Maß, in dem der weibliche Bestand abnimmt, steigt das Gewicht der Schmaltiere. Dies ist insofern von Bedeutung, als damit die Beteiligung der Schmaltiere an der Fortpflanzung in engem Zusammenhang steht. Höheres Gewicht bewirkt in der Regel, daß mehr Schmaltiere brunftig und auch beschlagen werden; damit steigt jedoch auch das Zuwachsprozent.



Auf die Beziehung zwischen Wildpretgewicht und Fortpflanzungsreife der Schmaltiere wiesen bereits KRÖNING und VORREYER (1957) hin; dabei führten sie Tragsackuntersuchungen an 19 bis 20 Monate alten Schmaltieren in verschiedenen europäischen Rotwildvorkommen durch (vgl. GOSSOW 1976). Das Ergebnis ihrer Untersuchungen bestätigte, daß in Abhängigkeit vom Lebensraum beschlagene Schmaltiere deutlich höhere Gewichte erreichten als nicht beschlagene. Der Schwellenwert für den Alpenraum lag dabei vor dem zweiten Weltkrieg etwa bei 47 kg, liegt mittlerweile aber offenbar deutlich höher (vgl. ENNEMOSER 1983). In Tab. 4 werden Ergebnisse aus der Tiroler Hegegemeinschaft "Gurgltal Mieminger Plateau" mit den Werten aus dem Untersuchungsgebiet verglichen.

Tab. 4: Zusammenhang zwischen Schmaltergewicht und Fortpflanzungsbeteiligung. Vergleich der Gewichtswerte aus dem Untersuchungsgebiet mit jenen einer Tiroler Rotwildpopulation. (a) Erlegte Schmaltiere zw. 1. Nov. und 31. Dez. (Auswertung nach ENNEMOSER 1983);
(b) Erlegte Schmaltiere zw. 1. Okt. und 31. Dez.;
Durchschnittsgewichte von 1980 bis 1990 (eigene Auswertung)

Ø Gewichte von Schmaltieren in kg				
	<u>erlegte Stücke</u>	<u>Schmaltiere gesamt</u>	<u>Schmaltiere beschlagen</u>	<u>Schmaltiere nicht beschlagen</u>
(a) Hegegemeinschaft Gurgltal-Mieminger Plateau	117	51,1	53,3	46,7
	<u>erlegte Stücke</u>	<u>Schmaltiere gesamt</u>	<u>Max. Wert 1989</u>	<u>Min. Wert 1980</u>
(b) Sengsengebirge Reichraminger Hintergebirge	738	53,86	57,4	50,3

Es zeigt sich, daß die Schmaltiere im Bereich Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge deutlich schwerer werden als im Tiroler Vergleichsgebiet. Ob dies auf geringere Wild-

dichte, bessere Winterfütterung oder auf Erbanlagen zurückzuführen ist, kann derzeit nicht beurteilt werden. Daß im Laufe der elf Jahre von 1980 bis 1990 das ausschlaggebende Schwellengewicht für eine erhöhte Beteiligung der Schmaltiere an der Fortpflanzung überschritten wurde, ist aber mit großer Sicherheit anzunehmen.

Die größte Schwankung der Schmaltiergewichte war im Bereich der FVW Molln zu verzeichnen, dort wurde aber auch der Großteil der Schmaltiere mit dem höchsten Wildpretgewicht erlegt. Nur geringfügig leichter war das Gewicht der Schmaltiere im Bereich der FVW Reichraming und Großraming. Die mit Abstand geringsten Schmaltiergewichte sind aus den Aufzeichnungen der Untersuchungsreviere der FVW Spital zu entnehmen. Die Interpretation dieser Ergebnisse bedarf sicher noch einer Absprache mit den zuständigen Revierleitern vor Ort.

Als Diskussionsgrundlage können folgende Aussagen abgeleitet werden:

- Die Reduktionsmaßnahmen dürften in den Kernrevieren der ÖBF weitaus besser gegriffen haben als z.B. in den an private Jagden angrenzenden Randrevieren. Trotz oder gerade wegen der relativ hohen Fütterungsanzahl in Bundesforste- und angrenzenden Privatrevieren scheint es, daß der Lebensraum am Südabfall des Sengsengebirges zwischen 1980 und 1990 stärker durch Rotwild ausgelastet war als im restlichen Untersuchungsgebiet.
- Durchschnittliche, jährliche Gewichtsunterschiede bis über 5 kg zwischen den an der Nord- und Südseite erlegten Schmaltieren sollten aber auch dazu anregen, über Sinn und Zweck der Rotwildfütterung nachzudenken. Das Gebiet am Südabfall des Gebirgsstockes weist vom Talboden (Siedlungsraum, Windischgarsten) bis zum Höhenrücken gleich viele Winterfütterungen und ein zusätzliches Wintergatter auf wie die wesentlich größere bearbeitete Vergleichsfläche am Nordabfall (Karte 3).
- Aufmerksamkeit sollte der Bestandes- wie auch der Gewichtsentwicklung im Jahr 1990 geschenkt werden. Die Abgänge im Jahr 1989 und 1990 bleiben erstmals sehr deutlich unter denen der vorangegangenen Jahre, die Bestandeskurve zeigt nach oben, die Gewichte der Schmaltiere und Kälber fallen ab (Abb. 7).

1.5. Sozialstruktur

Um zu zeigen, wie sich die Sozialstruktur innerhalb der Rotwildpopulation im Untersuchungsgebiet zwischen 1980 und 1991 mit hoher Wahrscheinlichkeit entwickelt hat, wurden Bestandespyramiden erstellt (Abb. 8). Unter der Voraussetzung, daß sich Fehler bei der Altersangabe nach oben und unten in etwa ausgleichen, lassen sich daraus folgende Ergebnisse ableiten:

- Durch den zurückhaltenden Abschluß an männlichem Rotwild (1980 noch 247 Stück - 1990 160 Stück) dürfte im Untersuchungsgebiet heute ein ausgewogenes Geschlechterverhältnis vorherrschen (GV 1:1).
- Der Anteil an mittelalten Hirschen entspricht mit 16 % vom männlichen Rotwild den gewünschten Forderungen nach einer zahlenmäßig starken Mittelklasse.
- Ausreichend alte Hirsche fehlen zur Zeit noch. Läßt man die mittelalten Hirsche in die oberste Altersklasse einwachsen, so wird im Laufe einiger Jahre auch mit einem entsprechenden Anteil an alten Hirschen zu rechnen sein.

Beim weiblichen Rotwild sind die Ergebnisse eher vorsichtig zu interpretieren, da nicht bekannt ist, wie genau die Altersschätzung tatsächlich vorgenommen wurde. Es zeigt sich jedoch, daß ein hoher Anteil von jungen und mittelalten Tieren vorhanden sein müßte, während wirklich alte Tiere (11 Jahre und älter) eigentlich beinahe völlig fehlen. Dies bedeutet aber auch, daß die besonders zuwachskräftige Mittelklasse beim weiblichen Rotwild einen hohen Prozentsatz innerhalb der Population einnimmt. Der hohe Anteil an weiblichem Zuwachs zwischen 1985 und 1990 ergibt ebenfalls einen Hinweis auf einen stärkeren Anteil an jungen und mittelalten Tieren, da verschiedene Untersuchungen darauf hindeuten, daß speziell in dieser Altersgruppe mehr Wild- als Hirschkalber gesetzt werden (ENNEMOSER 1983).

In Abb. 9 und Abb. 10 ist der tatsächliche Rotwildabschuß in Vergleich zu den im Juli 1987 veröffentlichten Schalenwildabschußrichtlinien (OÖ Landesjagdverband 1987) dargestellt. Deutlich ist daraus zu entnehmen, daß das Abschluß-SOLL an Hirschen der Klasse I nicht erreicht werden konnte, während sich in der Mittelklasse IST- und SOLL-Werte recht gut

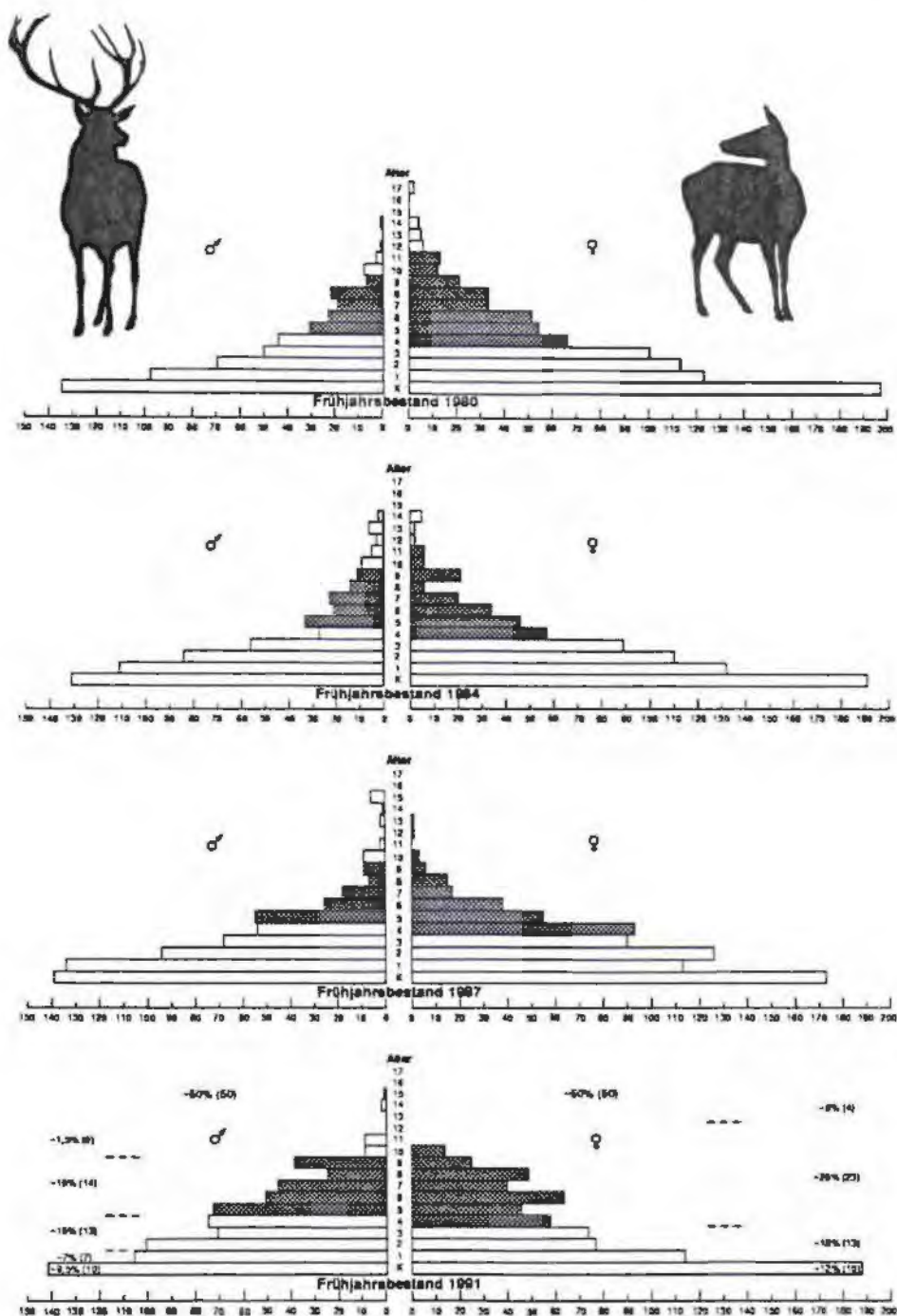


Abb. 8: Darstellung der errechneten Populationsentwicklung für Rotwild anhand von Bestandespyramiden. Für den Frühjahrsbestand 1990 wurden die errechneten Werte mit den Soll-Vorgaben (in Klammer) der OÖ. Landesjägerschaft aus dem Jahr 1990 verglichen.

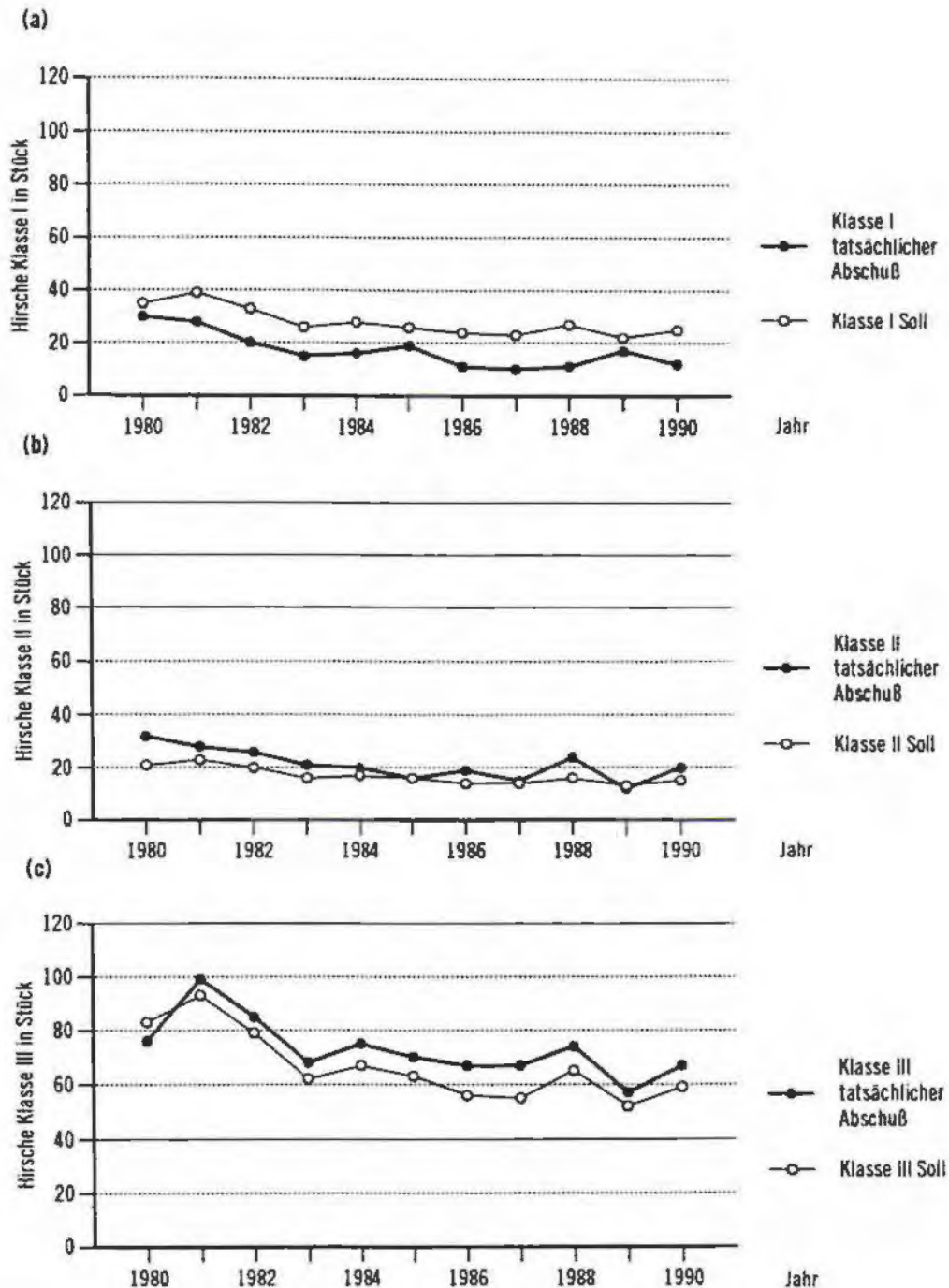


Abb. 9: Tatsächlicher Abschuss von Hirschen der Klasse I (a), II (b) und III (c) im Vergleich zu den Richtlinien (Soll-Werte) der OÖ. Landesjägerschaft. (Quelle: Der OÖ. Jäger 1987).

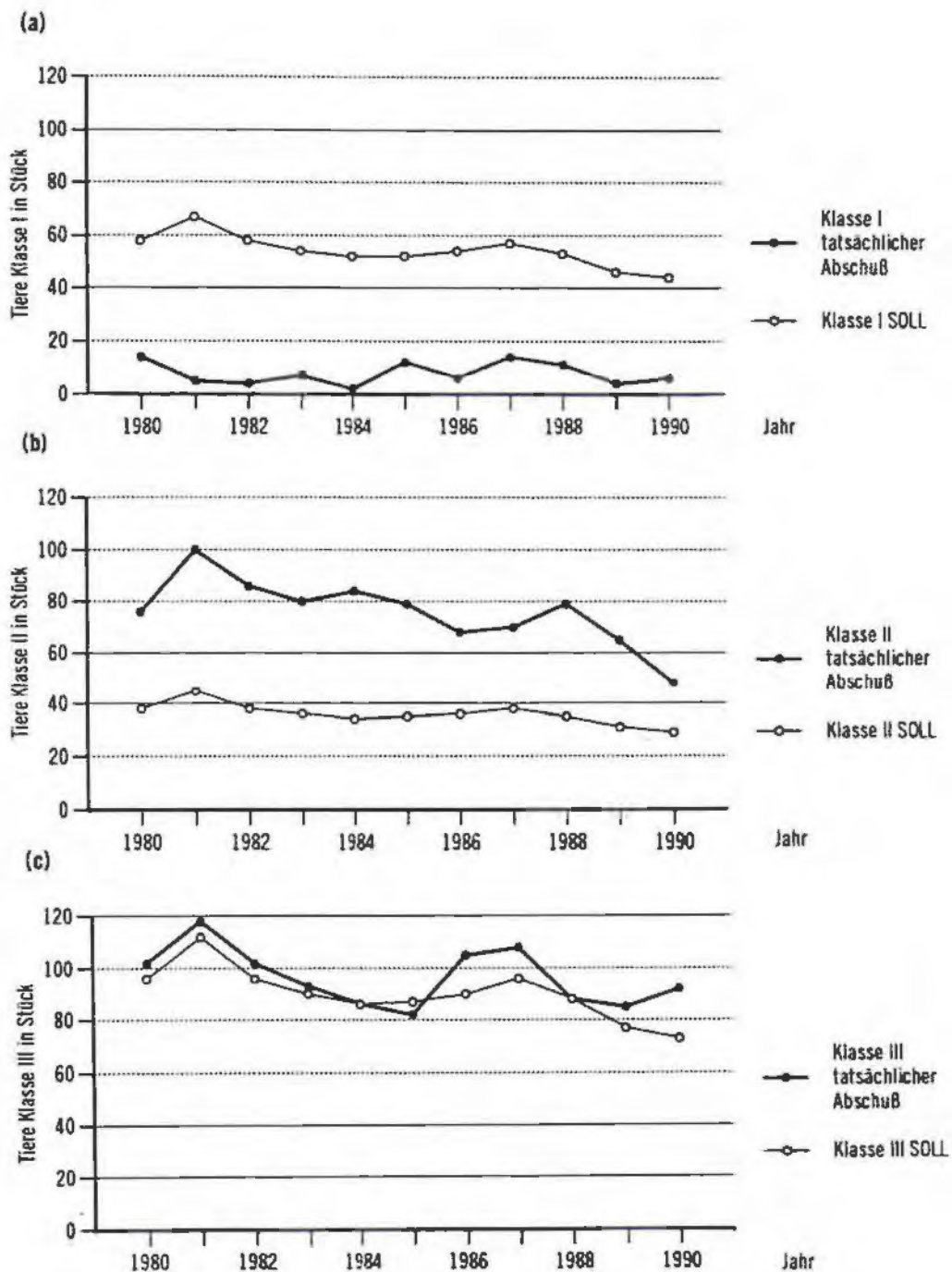


Abb. 10: Tatsächlicher Abschub von Tieren der Klasse I (a), II (b) und III (c) im Vergleich zu den Richtlinien (Soll-Werte) der OÖ. Landesjägerschaft (Quelle: Der OÖ. Jäger. 1987)

decken. Die nicht erreichbaren Werte in der Klasse I wurden wahrscheinlich durch erhöhten Abschluß in der Klasse III wettgemacht.

Beim weiblichen Wild zeigt es sich, wie auch aus den Bestandespyramiden ersichtlich, daß nur sehr wenige alte Tiere (10 Jahre und älter) im Bestand vorhanden sein dürften.

1.6. Durchführung des Rotwildabschlusses

Die Art und Weise der Bejagung kann unter anderem auch ein Auslöser für Wildschäden sein. Um eine ungefähre Vorstellung vom Bejagungsdruck zu erhalten, wurden die Abschüsse der Jahre von 1984 bis 1990 auf Abteilungsebene kartiert. Der Zeitrahmen bezieht sich deshalb auf die angeführten sieben Jahre, um Flächenänderungen, wie sie sich z.B. nach Forsteinrichtungen innerhalb der Abteilungen immer wieder ergeben, auszuschließen. Die Summe der Abschüsse, die man von 1984 bis 1990 durchgeführt hat, wurde in Klassen zusammengefaßt und in die Abteilungskarte (Karte 2) eingetragen.

Die Auswertung der räumlichen und zeitlichen Abschlußverteilung erbringt folgende Ergebnisse:

- Der Rotwildabschluß, bezogen auf die Fläche, verteilt sich in den bearbeiteten Revieren der FVW Reichraming und Großraming relativ gleichmäßig über die gesamte Fläche. In den betroffenen Revieren der FVW Molln und Spital sind räumliche Abschlußkonzentrationen deutlich zu erkennen.
- Für einzelne Reviere mit räumlich konzentrierter Bejagung stellte sich heraus, daß ein erheblicher Anteil des Rotwildabschlusses in den Monaten Dezember und Jänner nahe bei Fütterungen oder in Fütterungseinständen durchgeführt wurde. Die Abschlußkonzentrationen in einigen Revieren der FVW Molln und Spital kommen teilweise einer **Schwerpunktbejagung im Fütterungseinstand** gleich.

Als Beispiel sei das Revier Breitenau angeführt: Hier wurden im Zeitraum von 1984 bis 1990 rund 50 % des gesamten Rotwildabschlusses in den Monaten Dezember und Jänner getätigt (Abb. 11); 36 % vom gesamten Abschluß fallen in diesen beiden Monaten auf Abteilungen, die nahe bei Rotwildfütterungen liegen oder innerhalb derer Rotwildfütterungen errichtet worden sind.

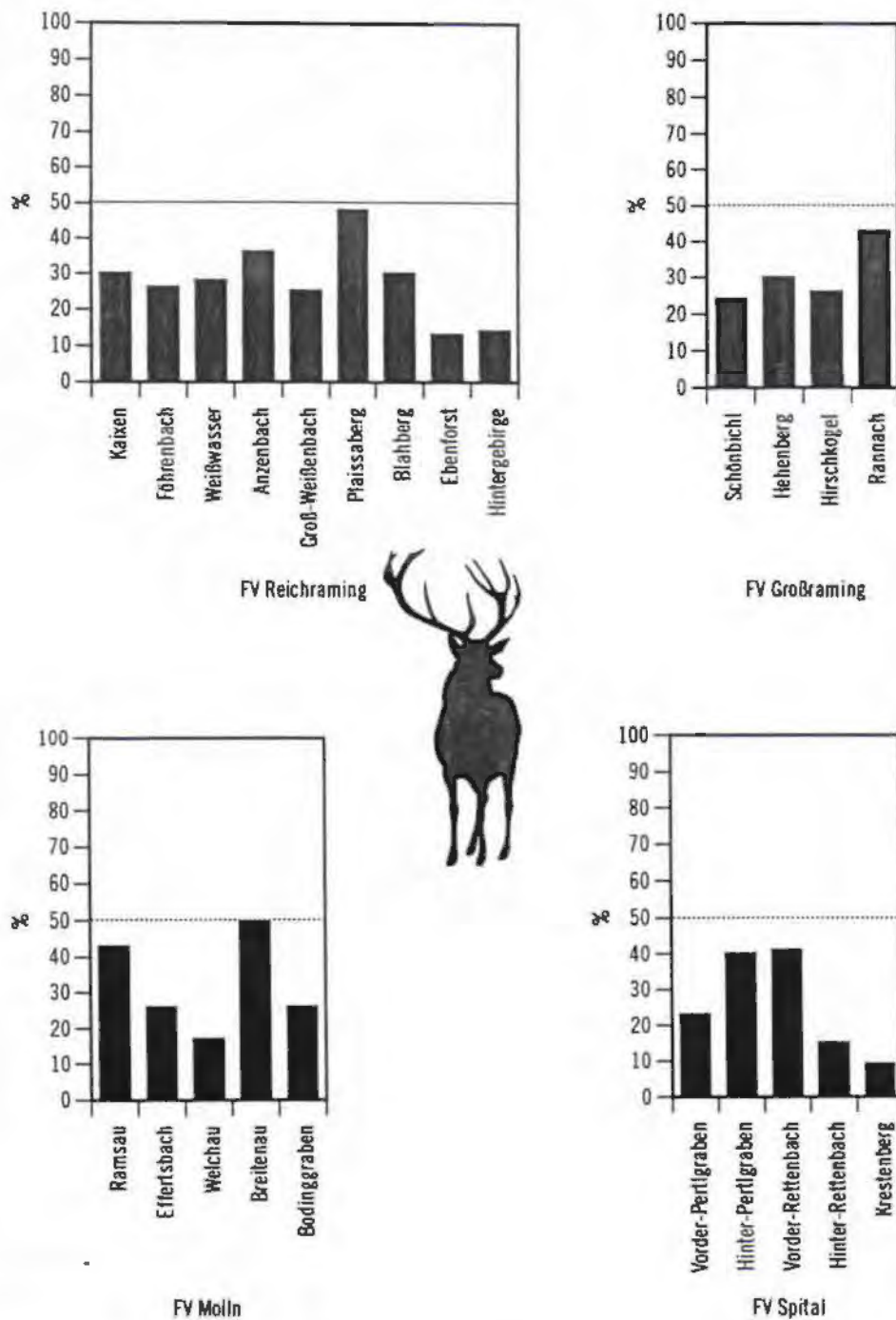


Abb. 11: Rotwildabschuß, der in den einzelnen Revieren im Dezember und Jänner getätigt wurde, angegeben in Prozent vom jährlichen Rotwildgesamtabschuß. Zugrunde liegen Abschlußdaten von 1984 bis 1990.

Der Schwerpunkt der Bejagung fällt damit in eine Zeit, in der bereits Ruhe ins Revier einkehren sollte. Hier wird gerne mit zweierlei Maß gemessen. Tourismus stellt im Dezember oder Jänner eine unerwünschte Beunruhigung im Revier dar, die Jagd beruft sich auf die Abschlußplanerfüllung und muß am Ende der Schußzeit die jährlichen Versäumnisse nachholen (vgl. GOSSOW 1984). Der Mehraufwand an Energie, der sich im Winter durch Störungen für das Wild ergeben kann, ist in Abb. 12 dargestellt.

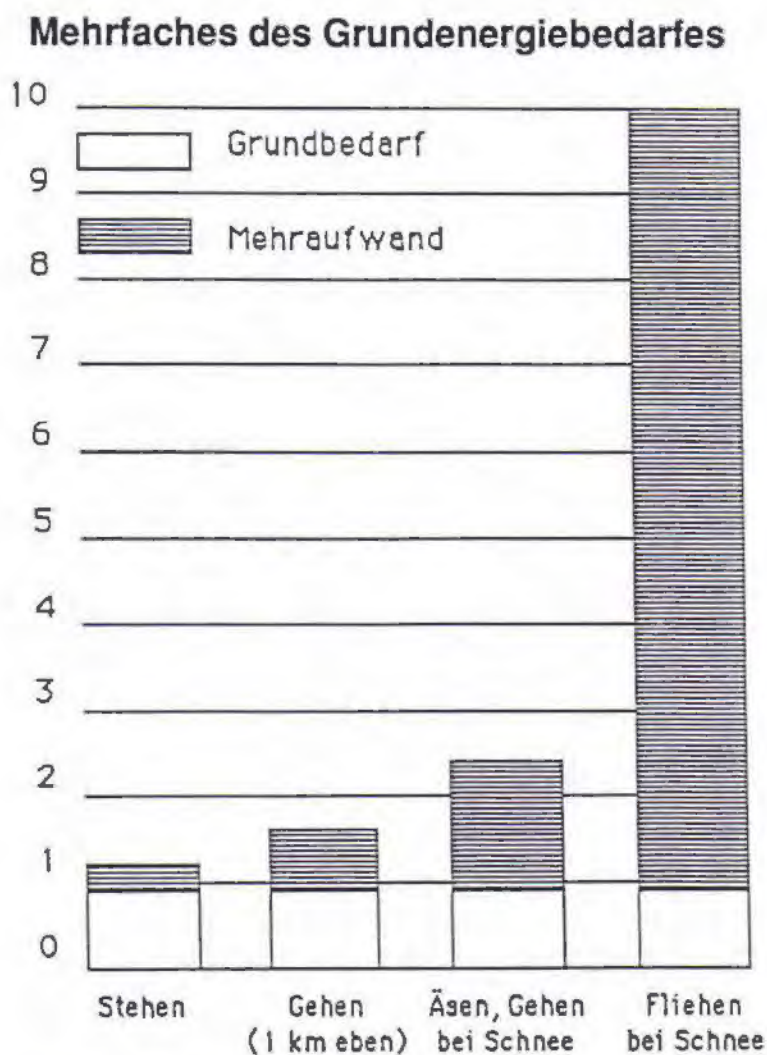


Abb. 12: Schon die normale Fortbewegung im tiefen Schnee ist für den Rothirsch doppelt so aufwendig wie auf schneefreiem Gelände. Muß der Hirsch dann auch noch hastig fliehen, weil aufgeschreckt durch den Menschen, so erhöht sich sein Stoffwechsel um das 8 - 10 fache (nach GEORGII et al. 1984).

Für die FVW Molln wurden die gemeldeten Schältschäden und die kartierten Abschüsse pro Abteilung kombiniert. Der Flächenvergleich ergab eine hohe Übereinstimmung zwischen Schältschaden und Abschußkonzentration. Dieser auf den ersten Blick scheinbare Zusammenhang muß jedoch relativiert werden. Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Winterschältschäden ist eben dort am größten, wo zu dieser Jahreszeit auch entsprechende Wildkonzentrationen vorzufinden sind, d.h. im Fütterungseinstandsbereich.

Im Revier Breitenau sind im Vergleich zum restlichen Gebiet der FVW Molln deutlich mehr Schältschäden zu verzeichnen. Unter anderem kann der Umstand dazu beitragen, daß hier vier Rotwildfütterungen auf relativ engem Raum beisammen liegen. Wechselndes Wild zwischen nahe gelegenen einzelnen Fütterungen kann nach einer Schältschadensanalyse aus dem Forschungsprojekt Achenkirch in Tirol als Schadauslöser wirken (SCHWAB 1988). Eine weitere Erklärung für die gehäuften Schältschäden im Revier Breitenau könnte darin zu suchen sein, daß Fütterungen und Einstände direkt oder nahe an gedüngte, bewirtschaftete Talwiesen angrenzen. Der Teil des Wildes, der im Frühjahr noch bei der Fütterung steht, kann bei der Umstellung des Verdauungssystems von Rohfutter auf frische Grünasung vermehrt zum "diätetischen" Schälen neigen (vgl. ONDERSCHEKA 1991; GOSSOW und SCHMIDT 1991). Wie weit Beunruhigungen oder andere Faktoren als schadauslösend anzusehen sind, kann im Zuge dieser Arbeit noch nicht beurteilt werden.

1.7. Fütterungssituation beim Rotwild

Ein angegebener Wildstand an den Fütterungen von insgesamt 673 Stück steht einem errechneten Mindestbestand von ca. 1.500 Stück im Untersuchungsgebiet gegenüber (Tab. 5).

Selbst wenn man den Fütterungswildbestand auf etwa 750 bis 800 Stück aufstockt, da einige Reviere aus dem bearbeiteten Untersuchungsgebiet in der Erhebung von REITERER (1991) nicht miteinbezogen wurden (Teil Ebenforst, Großweißenbach, Anzenbach, Plaißberg, Welchau), kommt man nur etwa auf die Hälfte des errechneten Mindestbestandes.

Als mögliche Ursachen für die Diskrepanz ergeben sich Zähl- bzw. Schätzfehler, die besonders in relativ milden Wintern hoch sein können (vgl. z. B. die Erfahrungen aus dem Harz/ REULECKE und RAESFELD 1988 bzw. aus den Niederen Tauern/ SCHMIDT 1990). Ein

Tab. 5: Zusammenfassung der angegebenen Fütterungswildstände nach REITERER (1991)

<u>Forstverwaltung</u>	<u>Revier</u>	<u>Fütterungs-Nr.</u>	<u>Rotwild/ Stück</u>
Reichraming	Hintergebirge	1	70
		2	~10
	Weißwasser Ebenforst	3	keine Angabe
		4	18
Großraming	Hehenberg	5	40
	Schönbichl	6	keine Angabe
Molln	Bodinggraben	7	80
		8	20
		9	17
	Breitenau	10	30
		11	60
		12	50
		13	15
	Effertsbach	14	61
		15	15
	Ramsau	15	15
		16	37
Spital	Vorder-Pertlgraben	17	~20
	Hinter-Pertlgraben	18	10
		19	5
		20	20
	Vorder-Rettenbach	21	80
	Hinter-Rettenbach	22	15
Summe			673

weiterer Teil der Differenz ist mit Sicherheit Außenstehern zuzuschreiben (siehe Angabe Brunnbach - Hintergebirge). Wechselwildbewegungen zwischen tiefergelegenen Einständen und dem Kerngebiet bzw. zwischen ÖBF-Revieren und angrenzenden Jagden dürften ein weiterer Bestandteil der Erklärung für die auffällig hohen Zahlenunterschiede sein. Es ist

aus der Arbeit von REITERER (1991) nicht ersichtlich, wie und zu welchem Zeitpunkt die angegebenen Fütterungswildbestände ermittelt wurden. Durch mehrmalige Zählungen je Fütterungsperiode erhält man in Abhängigkeit von der Winterstrenge genaueres Grundlagematerial, Schätzfehler werden reduziert.

In Karte 3 sind die Fütterungsstandorte und Einstandsflächen dargestellt. Vergleicht man die Situation mit dem derzeitigen Grenzlinienvverlauf des geplanten Nationalparks (vgl. Karte 1), ergibt sich die Frage, inwieweit das Füttern von Rotwild innerhalb der Nationalparkkernzone vertretbar ist. Das hängt u.a. von den Vorstellungen der Nationalparkbetreiber ab. In die derzeit geplante Kernzone fallen im wesentlichen zwei größere Rotwildfütterungen bzw. die dazugehörigen Einstandsgebiete: **Fütterung Nr.1 Wällerhütte** (Hintergebirge), **Fütterung Nr. 7 Hillerboden** (Bodinggraben). Beide Fütterungen stellen nach Angaben der zuständigen Revierorgane auch jetzt schon Problembereiche dar (REITERER 1991). Vor allem Touristen werden als Störquellen angegeben.

Der Standort **Hillerboden** liegt direkt an einer häufig begangenen Forststraße. Das Einstandsgebiet umfaßt u.a. auch Schutzwaldbereiche an einem für das überwintende Schalenwild klimatisch ungünstigem Nordhang. Zur Diskussion könnte eine eventuelle Verlegung des Standortes Hillerboden zur Zaglbaueralm mit dortigem befristeten Sperrgebiet gestellt werden.

Für den Fütterungsstandort **Wällerhütte** lassen sich kaum Alternativen finden. Es ist mittelfristig nicht ohne weiteres möglich, eine Rotwildfütterung für 60 bis 70 Stück ohne Ersatz aufzulassen. Auch wird kaum eine Änderung des NP-Grenzlinienvverlaufes in Kauf genommen werden, nur um eine Rotwildfütterung aus der Kernzone auszuklammern. Daher würde sich für die Regelung eines problemlosen Fütterungsbetriebes vorerst nur die Errichtung eines auf die Fütterungsperiode befristeten Sperrgebietes anbieten.

1.8. Fütterungsrichtlinien

§ 3. (2) OÖ Landesjagdgesetz.

Wildhege im Sinne dieses Gesetzes umfaßt die vom Jagdausübungsberechtigten unter Beachtung der Bestimmungen dieses Gesetzes und unter Berücksichtigung der Landeskultur und der Fischerei und sonstiger gesetzlich geschützter Interessen zu treffenden weidgerechten Maßnahmen⁴⁾ zum Zwecke der Entwicklung und Er-

haltung eines artenreichen und gesunden Wildstandes und zum Schutze des Wildes gegen Raubwild, Raubzeug, Futternot und Wilderer.

4) Auf Grund der gesellschaftlichen Nutzung unserer Umwelt (Industrie, Landwirtschaft, Bautätigkeit, Verkehr, Freizeit) ist in der dadurch entstandenen Kulturlandschaft die Entwicklung der Eigenschaften der wildlebenden Tiere erschwert. Diese Kulturlandschaft bietet den einzelnen Wildarten nicht immer notwendige und geeignete Ernährung bzw. den notwendigen Schutz. Um daher dem im Gesetz festgelegten Hegeziel nahezukommen, muß der Jäger bei seinen Hegemaßnahmen Umwelt, Verhalten und Ernährung der einzelnen Wildarten berücksichtigen. Insbesondere hat er dafür zu sorgen, daß nur eine den Revierverhältnissen entsprechende Wilddichte vorhanden ist. Die Wilddichte ist nur dann entsprechend, wenn das natürliche Äsungsangebot ausreicht, um jedes Stück seinen Ansprüchen gerecht zu ernähren, und wenn genügend artgerechter Lebensraum, insbesondere ungestörte Ruhestätten (Einstände) vorhanden sind. Die Wildpopulation muß weiters einen natürlichen Altersaufbau aufweisen; ebenso muß das Geschlechterverhältnis stimmen.

Im § 3 des OÖ Landesjagdgesetzes werden Aussagen zur Fütterung des Wildes getroffen. Für die Bearbeiter tritt bei genauer Durchsicht dieses Paragraphen folgende Ungereimtheit auf. Im Absatz 2 werden vom Jagdausübungsberechtigten Maßnahmen zum Schutze des Wildes vor Futternot gefordert, im Zusatz 4 desselben Paragraphen ist angeführt, daß für eine den Revierverhältnissen entsprechende Wilddichte zu sorgen ist. Der Widerspruch besteht darin, daß die Wilddichte nur dann entspricht, wenn das natürliche Äsungsangebot ausreicht. Warum also gegen Futternot vorzusorgen ist, wenn die Wilddichte nur dem natürlichen Äsungsangebot zu entsprechen hat, ist unklar.

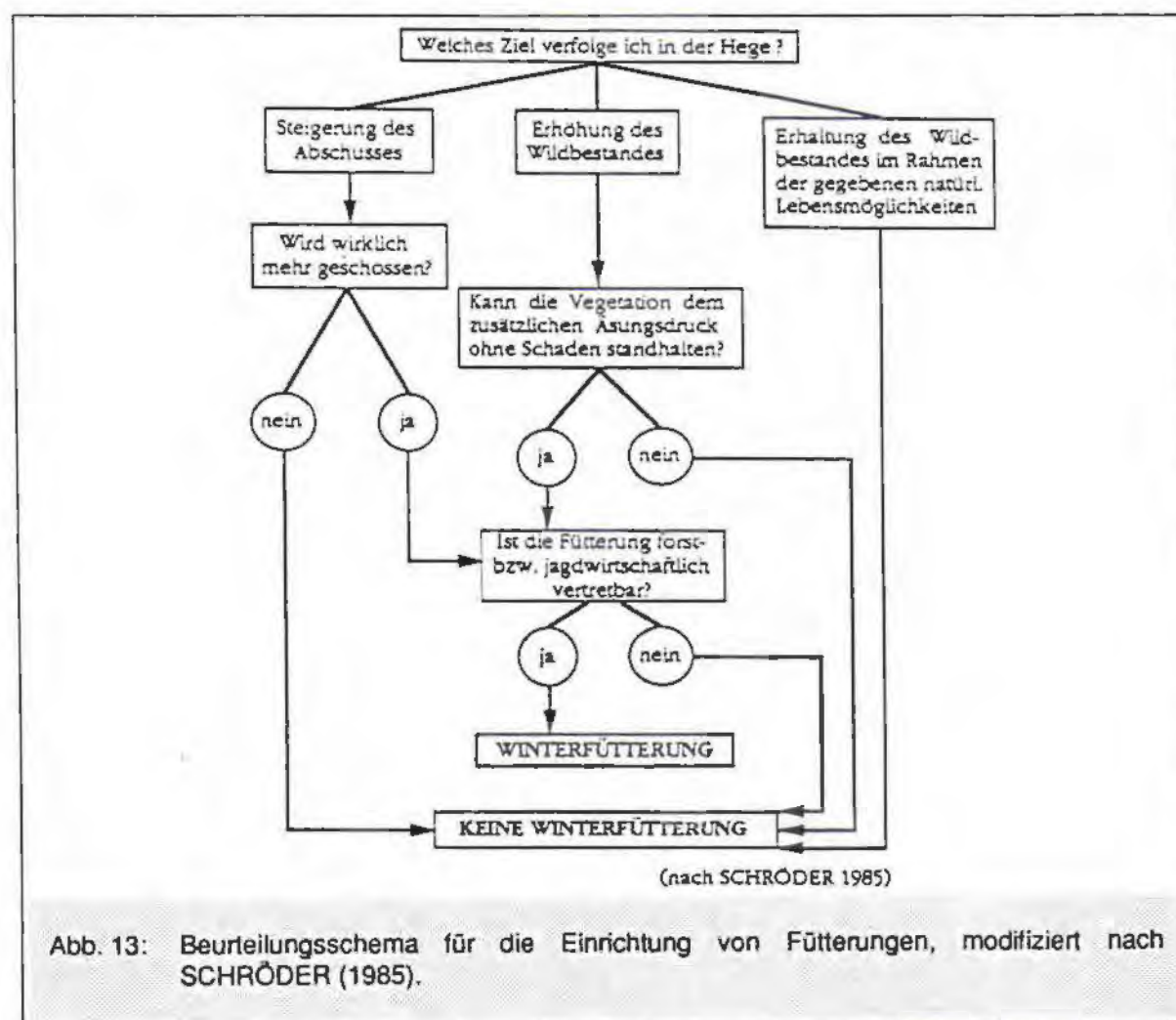
§ 53 OÖ Landesjagdgesetz

(1) Der Jagdausübungsberechtigte ist verpflichtet, während der Notzeit¹⁾ für angemessene Wildfütterung zu sorgen.

1) Der Begriff Notzeit ist im Gesetz nicht näher definiert. Die Fütterung hat vielmehr so rechtzeitig einzusetzen, daß das Wild nicht in die land- und forstwirtschaftlichen Kulturen zur Äsung ausziehen muß. Die Fütterung ist solange fortzusetzen, bis das Wild wieder natürliche Äsung findet.

Laut § 3 entspricht die Wilddichte, wenn die natürliche Äsung ausreicht, nach § 53 muß solange gefüttert werden, bis das Wild wieder natürliche Äsung findet.

Die Tragfähigkeit sehr vieler österreichischer Rotwildlebensräume liegt während des Sommerhalbjahres meist weit über der der Wintermonate. Hegemaßnahmen orientieren sich dabei nicht am niedrigeren winterlichen Tragfähigkeitsniveau, sondern versuchen durch Fütterungsmaßnahmen, die in der Vegetationszeit tragbaren (oder auch nicht tragbaren) Wildbestände über die "Notzeit" zu bringen. Dies geschieht einerseits, um Schäden an Waldbeständen zu verhindern, andererseits um jagdwirtschaftlich interessante höhere Wildichten zu halten. Tatsächlich gehen verstärkte Wildschäden oft mit dem Einsetzen einer Winterfütterung einher, sodaß sich aufgrund dieser Tatsache eine gewisse Fragwürdigkeit dieser Maßnahme ergibt (vgl. z. B. GOSSOW und SCHMIDT 1991; SCHADAUER 1987; SCHMIDT und GOSSOW 1991). Ein Entscheidungsschema, wie es von SCHRÖDER 1985 zur Beurteilung für die Errichtung von Winterfütterungen erstellt wurde, ist in Abb. 13 dargestellt.



1.9. Zusammenfassung Rotwild

- Für das Frühjahr 1990 wurde ein Rotwildbestand von ca. 1500 Stück errechnet. Nach den Aufzeichnungen der Österreichischen Bundesforste wurden 1.166 Stück als Frühjahrswildstand gemeldet.
- Eine tatsächliche Absenkung des Wildstandes dürfte seit 1980 mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht erreicht worden sein. Die Wilddichte lag im Untersuchungszeitraum von 1980 bis 1990 nie unter 4 Stück pro 100 ha.
- Bei der Nachwuchsrate der Kälber herrscht kein Geschlechterverhältnis von 1 : 1 vor. Dementsprechend ist auch in Zukunft darauf zu achten, daß mehr weibliches als männliches Rotwild erlegt wird (Verhältnis in etwa 4 : 6).
- Das Geschlechterverhältnis zwischen weiblichem und männlichem Rotwild ist durch den zurückhaltenden Abschluß von Hirschen ausgeglichen worden (GV 1 : 1).
- Durch entsprechende Bejagung wurde die Populationsstruktur verbessert. Der Anteil der Mittelklasse am Gesamtbestand wurde hinaufgesetzt.
- Die Höhe der Abschüsse darf nicht zurückgenommen werden. Dies würde auf die Population nicht nur quantitative (Ansteigen der Wilddichte), sondern besonders auch qualitative Auswirkungen (Sinken der Wildpretgewichte) haben. Eine höhere Lebensraumbelastung wäre die Folge.
- Es wäre wünschenswert, würde sich die Bewirtschaftung des Rotwildes und damit vor allem die Abschlußplanung im Raum Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge auf bezirksübergreifende Grundlagen stützen. Eine gemeinsame jährliche zumindest grobe Grundlagenplanung bzw. Absprache aller vier betroffenen Forstverwaltungen der ÖBF würde die großräumige Betrachtung eines Rotwildlebensraumes gewährleisten, woraus Trends und Entwicklungen besser erkannt und abgeleitet werden könnten. Auch der Blick auf das letzte Dezenium gibt die Populationsdynamik besser wieder als der Vergleich mit dem vorangegangenen Jahr.

2. Gamswild

2.1. Bestandesentwicklung

Auch bei Gamswild wurde die Bestandesrückrechnung anhand des Setzjahrganges durchgeführt (Tab. 6). Hier muß allerdings gleich vorausgeschickt werden, daß bei Gams der Wintereinfluß eine wesentlich größere Rolle spielt als beispielsweise bei Rotwild. Somit können die Ergebnisse je nach dem Jahrgang, den man gerade "erwischt", recht unterschiedlich ausfallen. Für das Untersuchungsgebiet wurden daher Auswertungen für die Jahre 1979, 1980 und 1981 vorgenommen.

Bei Gamswild ist mit einem relativ hohen Fallwildanteil zu rechnen. Davon wird jedoch sicher weniger gefunden als z.B. bei Rotwild. Die erhaltenen Werte können deshalb nur als **Mindestzahlen** angesehen werden. Auch bei Gams ist wie bei Rotwild mit elf bzw. zwölf erfaßten Jahren nicht das erreichbare Lebensalter abgedeckt. Man kann aber davon ausgehen, daß ein Großteil eines Setzjahrganges innerhalb einer 12-jährigen Untersuchungsperiode erfaßt wird (vgl. z. B. SCHRÖDER 1971).

Die Rückrechnung nach dem Setzjahrgang erfolgte nach der gleichen Methode wie im Rotwildkapitel beschrieben. Für 1980 ergab sich ein Frühjahrsbestand von **1232 Stück** Gamswild. Um zu zeigen, wie unterschiedlich hoch die jährliche Nachwuchsrate bei Gamswild sein kann, werden die Zuwächse der Setzjahrgänge 1979, 1980 und 1981 einander gegenübergestellt (siehe Tab. 7). Berechnet man den Durchschnitt der drei ausgewerteten Jahre, so ergibt sich ein Nachwuchs von **252 Kitzen/ Jahr** im Verhältnis von 1 : 1,19 männliche zu weiblichen Tieren. Die ermittelten Werte beziehen sich nur auf die Tiere, die tatsächlich erlegt bzw. gefunden wurden und die aufgrund ihres Alters dem jeweiligen Geburtsjahrgang zugeordnet werden können. Die Mindestzahl an gesetzten Kitzen liegt im Jahr 1980 deutlich niedriger als in den beiden Vergleichsjahren.

Interessant ist aber auch die Tatsache, daß in den Forstverwaltungen mit hohem Waldgamsanteil (Molln, Reichraming und Großraming) das Geschlechterverhältnis relativ ausgeglichen erscheint. In den Revieren der FVW Spital, die einen weit höheren Felsanteil aufweisen, ist das Geschlechterverhältnis viel stärker zugunsten des weiblichen Wildes verschoben. Mögliche Gründe dafür können in unterschiedlichen Bejagungseingriffen bzw.

Tab. 6: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Gamswildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet. Rückrechnung nach dem Setzjahrgang laut Modellfall Rotwildring Harz (RAESFELD und REULECKE 1988).



(a) Männlicher Gamswildbestand (in Stück)

Alter in Jahren (K = Kitze)																						Gesamt
Jahre	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1980	28	15	9	15	17	7	14	5	7	4	4	3	4			1						133
1981	38	10	7	15	9	9	11	13	9	9	5	5	1	2								143
1982	46	10	15	15	10	10	7	9	7	4	5	4			1		1					144
1983	45	17	18	7	12	13	6	7	4	7	6	1	2	2								147
1984	48	16	15	13	11	13	10	10	5	5	4	4	2	2	1							159
1985	46	13	18	9	18	10	9	13	4	11	3	2	2	2			1					161
1986	45	18	15	18	16	7	8	3	9	6	5	5	2	1	1		1					160
1987	46	8	23	16	13	12	8	3	2	5	7	7	2	1	1							154
1988	55	14	19	10	11	9	15	2	6	5	4	3	4	1		1						159
1989	46	18	17	14	18	8	8	8	4	2	5	3	2									153
1990	53	19	28	11	10	9	7	7	7	4	5	3	2	3	2	1	1					172
Sommerbestand 1980	105	89	93	75	74	48	51	33	27	17	13	5	7	-	1	1	-	-	-	-	-	639
Frühjahrsbestand 1980		89	93	75	74	48	51	33	27	17	13	5	7	-	1	1	-	-	-	-	-	534

(b) Weiblicher Gamswildbestand (in Stück)

Alter in Jahren (K = Kitze)																						Gesamt
Jahre	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1980	45	14	13	15	12	17	11	5	9	3	8	5	10	4	3				1	1		176
1981	45	10	13	19	14	9	8	2	7	7	4	6	5	4	3							156
1982	58	29	13	16	13	11	6	11	7	3	9	7	6	4	1	3						197
1983	56	16	17	9	8	14	5	6	8	5	4	7	11	5		1	1			1		174
1984	64	21	16	20	5	11	10	7	5	8	12	6	2	3	3		1					194
1985	49	14	17	17	8	8	8	5	2	8	8	6	9	1			2	1				161
1986	69	18	12	13	8	15	4	9	7	4	6	7	7	6	2	4			2			193
1987	57	17	14	10	14	10	8	5	7	3	9	3	4	8	1	3						173
1988	64	16	10	8	14	7	9	8	5	11	8	5	3	6	4	2	1	2				183
1989	50	21	18	14	14	13	12	9	6	4	5	6	3	4	5							184
1990	64	27	12	18	9	11	8	10	11	3	5	4	6	2	3	3	1					197
Sommerbestand 1980	111	106	104	77	65	85	63	43	41	34	28	16	20	11	3	-	-	-	2	-	-	808
Frühjahrsbestand 1980		106	104	77	65	85	63	43	41	34	28	16	20	11	3	-	-	-	2	-	-	698

Tab. 7: Mindestzahl an gesetzten Kitzen, wie sie sich als Summe von Abschlußmeldungen und Fallwildfunden errechnet. Aus dem angegebenen Alter kann auf den Geburtsjahrgang zurückgerechnet werden (m = männlicher Abgang, w = weiblicher Abgang, m+w = männlicher und weiblicher Abgang, ø GV = durchschnittl. Geschl.verhältnis).

Jahr	Alter	Reichraming +Großraming			Molln			Spital			Summe		
		m	(m+w)	w	m	(m+w)	w	m	(m+w)	w	m	(m+w)	w
Setzjahrgang 1979													
1979	K	20			15			28			63		
1980	1	4		3	4		4	7		7	15		1
1981	2	1		5	3		4	3		4	7		13
1982	3	7		7	4		4	4		5	15		16
1983	4	6		3	3		1	3		4	12		8
1984	5	4		5	7		3	2		3	13		11
1985	6	5		4	3		4	1			9		8
1986	7	3		5			1			3	3		9
1987	8			5	1		2	1			2		7
1988	9	3		4	1		4	1		3	5		11
1989	10	1		2	2		1	2		2	5		5
1990	11				2		4	1			3		4
Summe		34	97	43	30	77	32	25	84	31	89	258	106
Setzjahrgang 1980													
1980	K	10			13			17			45		
1981	1			2	3		3	7		5	10		10
1982	2	5		3	3		5	7		5	15		13
1983	3	4		2	3		4			3	7		9
1984	4	4			3		3	4		2	11		5
1985	5	4		3	5		1	1		2	10		6
1986	6	2		2	4		2	2			8		4
1987	7	3		4			1				3		5
1988	8	2			3		3	1		2	6		5
1989	9			2			1	2		1	2		4
1990	10	2		3	1			2		2	5		5
Summe		36	72	36	34	70	36	35	74	39	105	216	111
Setzjahrgang 1981													
1981	K	10			12			17			45		
1982	1	3		7	2		3	5		19	10		29
1983	2	9		6	4		2	5		9	18		17
1984	3	8		11	4		2	1		7	13		20
1985	4	8		1	5		3	5		4	18		8
1986	5	5		9	1		3	1		3	7		15
1987	6	3		2	2		3	3		3	8		8
1988	7			7	2		1				2		8
1989	8	1		2	3		2			2	4		6
1990	9	3					2	1		1	4		3
Summe		50	111	61	37	70	33	35	100	65	122	281	159
ø GV													
		1:1,17			1:1			1:1,42			1:1,19		

Bejagungsstrategien liegen. Eine weitere Erklärung wäre, daß Böcke im Sommerhalbjahr gerne tiefergelegene Waldbereiche aufsuchen und dort auch leichter erlegt werden können. Das ausgeglichene Geschlechterverhältnis in Waldbereichen kann aber auch ein möglicher Hinweis dafür sein, daß der Lebensraum Wald eine weniger hohe Tragfähigkeit für Gamswild aufweist. Als eine mögliche Reaktion auf innerartliche Konkurrenz und Auslastung des Lebensraumes könnte weniger in die weiblichen Zuwachsträger investiert werden, das Geschlechterverhältnis zwischen männlichen und weiblichen Kitzen wird ausgeglichener (vgl. SCHRÖDER 1974).

Besonders auffällig erscheint bei der Gamswildstatistik auch das Verhältnis von angegebenem Wildstand zur gleichmäßig hohen Abgangsquote über elf Jahre.

- Durchschnittlicher jährlicher Abgang von 1980 bis 1990 **334 Stück Gamswild** (min. 299 Stück - max. 369 Stück).
- Durchschnittlicher Abgang von Gamswild ohne Kitze von 1980 bis 1990 **232 Stück** (min. 216 Stück - max. 252 Stück).
- Durchschnittlich angegebener Wildstand von 1980 bis 1990 **944 Stück Gamswild** (min. 832 Stück - max. 1060 Stück).

2.2. Zuwachsprozent

Für die Zuwachsberechnung bei Gamswild existieren die unterschiedlichsten Ansätze. Im folgenden Abschnitt werden diese Zuwachsermittlungsverfahren miteinander verglichen und auf das Untersuchungsgebiet umgelegt.

- In Tirol rechnet man mit einem Zuwachs von **70% aller Geißen, die vier Jahre und älter sind** (SCHWAB et al. 1989).
- In Salzburg werden für Gams **10 - 15% Zuwachs vom Gesamtbestand** angegeben (Verordnung der Slzbg. Landesreg. vom 13. Mai 1985, mit der Abschuß- und Bewertungsrichtlinien für bestimmte Wildarten festgelegt wurden).
- JELINEK (1989b.) aus der Steiermark gibt ein Zuwachsprozent von etwa **70 (80) %** der setzfähigen Geißen (vollendetes drittes Lebensjahr) an. Da aber bei den Kitzen ein weiterer Abgang von 30 bis 50% zu erwarten ist, errechnet JELINEK einen wirksa-

men Zuwachs von 10 bis 18% des Gesamtbestandes. Von wirksamen Zuwachs spricht man im alpinen Lebensraum, da ein relativ hoher Anteil von Gamskitzen den ersten Winter nicht überlebt; die Kitze, die das Jährlingsalter erreichen, werden als wirksamer Zuwachs bezeichnet.

- ZEINWETTER (1988) aus Oberösterreich kommt auf ähnliche Ergebnisse wie JELINEK.
- Wildbiologen geben den Zuwachs an Gamskitzen in % der Geißen, die zwei Jahre und älter sind, an. Der Jährlingszuwachs (wirksamer Zuwachs) wird auf dieselbe Basis bezogen. Die Erfassung des Zuwachses, wie sie von SCHRÖDER (1971) und anderen Wildbiologen (z.B. ALBLINGEN 1983) durchgeführt wird, beruht auf der Tatsache, daß Kitze und Jahrlinge mit großer Sicherheit angesprochen werden können. Setzt man die Kitz- bzw. Jahrlingsrate in Relation zu den mindestens zweijährigen Geißen, so werden damit Ansprechfehler weitgehend vermieden, und man erhält aus mehreren Zählungen ein ungefähres Bild der Zuwachsrate.

1987 gab der OÖ Landesjagdverband folgende Richtlinien zur Abschlußplanung für Gamswild heraus:

"Der Zuwachs bei Gams wird vielfach mit 25 bis 40 Prozent aller weiblichen Stücke angegeben. Diese Zahlen treffen aber nur für klimatisch besonders günstige Reviere zu, die in den nördlichen Kalkalpen Oberösterreichs keineswegs gegeben sind. Der tatsächliche und nachhaltige Zuwachs liegt im Durchschnitt nicht über 15 Prozent der im Bestand vorhandenen Gaisen. In der gesamten Alpenregion und auch in Gesamtösterreich beträgt der jährliche Abschluß 10 Prozent des gesamten Standes an Gamswild, ohne daß sich dieser wesentlich verändert hätte. Diese Erfahrungen sind der Abschlußplanung zugrunde zu legen."

Da von 1980 bis 1990 ein etwa gleichbleibend hoher Abgang von 232 Stück Gamswild ohne Kitze zu verzeichnen ist, kann auch auf eine gewisse **Nachhaltigkeit** geschlossen werden. Würde man nun lt. Ausführungen des OÖ Landesjagdverbandes aus dem Jahr 1978 (OÖ. Jäger 1978) davon ausgehen, daß dies jährlich etwa 10 % vom gesamten Stand seien, so kommt man auf einen Ausgangsbestand von 2.320 Stück Gamswild für das bearbeitete Gebiet. Als Bestand gemeldet wurden durchschnittlich 944 Stück.

1990 werden die Richtlinien bereits neu formuliert:

"Zu berücksichtigen ist, daß erfahrungsgemäß der nachhaltige wirksame Zuwachs beim Gamswild der Alpenregion nur etwa 30 % beträgt".

Dieser Wert von 30%, den der OÖ Landesjagdverband 1990 als nachhaltig wirksamen Zuwachs angibt, dürfte sich auf die Geißen beziehen. Bei einem Geschlechterverhältnis von 1:1,2 ergeben sich daraus ca. 16% Zuwachs vom Gesamtbestand. Setzt man den durchschnittlichen Abgang von 232 Stück/ Jahr (ohne Kitze) gleich dem Zuwachs von 16 %, so errechnet sich daraus ein Mindestbestand von etwa **1.450 Gams** für das Untersuchungsgebiet.

Aus den verschiedenen Rückrechnungsverfahren können folgende Ergebnisse abgeleitet werden:

- Aus der Rückrechnung nach dem Setzjahrgang ergibt sich für das Jahr 1980 ein Frühjahrsbestand von **1.232 Stück Gamswild** (vgl. Tab. 6, Seite 51).
- Wird der jährliche, über elf Jahre unverändert hohe Abgang ohne Kitze gleich einem wirksamen Zuwachs von 15 % gesetzt, so errechnet sich daraus ein durchschnittlicher Bestand von **1.549 Stück Gamswild** (Tab. 8).
- Nach einem weiteren Berechnungsmodell wird ein Zuwachs von 70 % der 4-jährigen und älteren Geißen unterstellt. Daraus errechnet sich ein wirksamer Zuwachs von durchschnittlich 227 Stück pro Jahr und ein Frühjahrsbestand von durchschnittlich **1.476 Stück Gamswild** (Tab. 8).

Aus den Wildstandsangaben von 1980 bis 1990 ist zu entnehmen, daß sich der Bestand an Gamswild auch trendmäßig nicht verringert hat. Ausgehend von dieser Annahme läßt sich ableiten, daß der Abgang an Gams (ohne Kitze) theoretisch nicht über dem wirksamen Zuwachs gelegen haben kann. Rechnet man vom tatsächlichen Abgang ausschließlich der Kitze auf den dafür vorauszusetzenden Ausgangsbestand zurück, so erhält man auf Basis der vorhin aufgezeigten Methoden einen Wildstand in der Größenordnung von etwa **1.400 bis 1.500 Stück Gamswild**. Das sind um etwa 50 - 60 % mehr als tatsächlich angegeben. Natürlich wird der Bestand von Jahr zu Jahr in seiner Höhe schwanken, was man allerdings durch Anpassen der Abschubhöhe auszugleichen versucht.

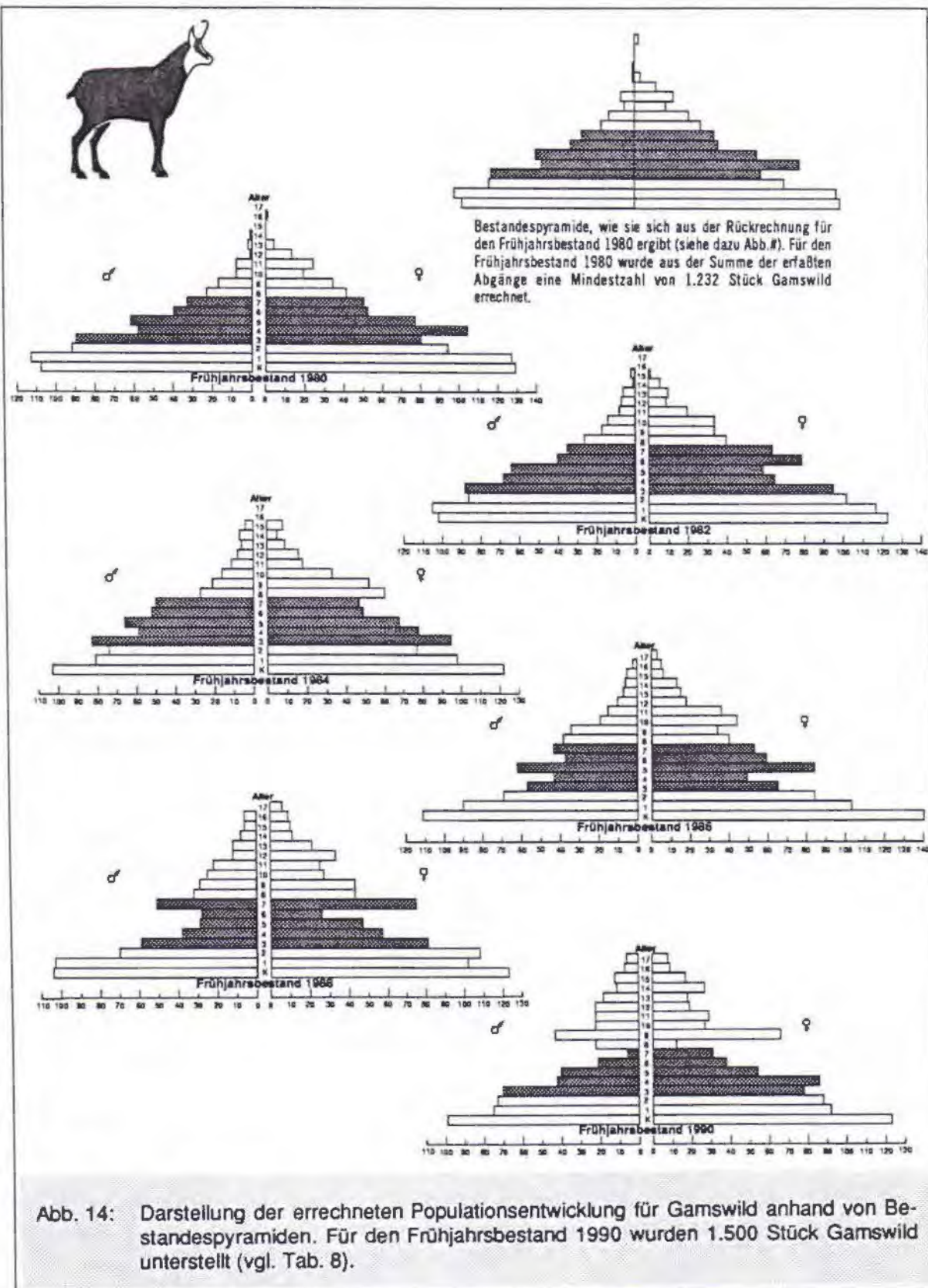
Tab. 8: Gamswildbestand, basierend auf verschiedenen Rückrechnungsansätzen.

Jahr	jährlicher Abgang ohne Kitze	errechneter Frühjahrs wildstand ³	angegebener Frühjahrs wildstand	errechneter wirksamer Zuwachs ²	Frühjahrsbestand ¹
1980	236	1573	935	237	1500
1981	216	1440	868	242	1498
1982	237	1580	864	225	1487
1983	220	1467	832	212	1439
1984	241	1607	854	225	1497
1985	227	1513	1047	220	1473
1986	239	1593	1060	251	1499
1987	224	1493	1020	230	1479
1988	223	1487	981	227	1481
1989	241	1607	948	206	1452
1990	252	1680	974	222	1427
Durchschnitt	<u>232</u>	<u>1549</u>	<u>944</u>	<u>227</u>	<u>1476</u>

1. Frühjahrsbestand als Ergebnis des errechneten Zuwachses (vgl. Fußnote 2, Abb. 14).
2. Berechnung basierend auf einem Ausgangsbestand von 1500 Stück, GV 1 . 1,2, Zuwachs 70 % von 4-jährigen und älteren Gaißen.
3. Berechnung basierend auf der Annahme, daß der jährliche Abgang ohne Kitze einem wirksamen Zuwachs von 15 % gleichgesetzt wird.

2.3. Einfluß der Bejagung

Um den Eingriff in die Bestandesstruktur zu demonstrieren, wurden auch für Gamswild **Bestandespyramiden** erstellt (Abb. 14). Der Ausgangsbestand im Jahr 1980 wurde mit 1.500 Stück festgesetzt. Als Basis dienen die Werte aus der Rückrechnung nach dem Setzjahrgang (Tab. 6, 1.232 Stück Frühjahrswildbestand 1980). Entsprechend dem relativen Prozentanteil der Stückzahl pro Altersstufe wurde die Differenz von 268 Stück (1.500 - 1.232) aufgeteilt.



In Abb. 14 ist ein starker Eingriff in die Mittelklasse zu erkennen. Im Jahr 1990 scheinen beinahe keine siebenjährigen Böcke mehr auf. Dies kommt dadurch zustande, daß mehrmals hintereinander in denselben Jahrgang verstärkt eingegriffen wurde. Diese Übernutzung der Mittelklasse wird auch durch den Vergleich der durchgeführten Bockabschüsse mit den SOLL-Werten des OÖ. Landesjagdverbandes aus dem Jahr 1987 (Der OÖ. Jäger 1987) vor Augen geführt (Abb. 15). Auf einen zu hohen Bockabschuß wird bereits bei der Vorstellung des Jagdbezirkes Kirchdorf 1984 hingewiesen (Der OÖ. Jäger 1984).

Aus folgendem Beispiel wird ersichtlich, daß die Mittelklasse vor allem bei den Böcken einem erhöhten Regulationsdruck unterliegt. Vom zweiten bis zum zehnten Lebensjahr ist der Fallwildanteil an Gamsböcken (Daten von 1980 bis 1990 zusammengefaßt) bedeutend höher als der der Geißen (65 : 35 %), die getätigten Abschüsse in derselben Altersklasse teilen sich jedoch etwa gleich auf Böcke und Geißen auf (siehe Abb. 16). Beim Vergleich von Fallwild- und Abschußstrecken wird damit deutlich, daß die jagdlichen Eingriffe auf die ohnehin stärkere Ausfallsquote der mittelalten Böcke zu wenig Rücksicht nehmen.

Der Fallwildanteil der mittelalten Böcke ist im Untersuchungsgebiet wesentlich höher als z.B. in der von SCHRÖDER 1971 im Hochschwab untersuchten Population. Dort betrug der Anteil der adulten Böcke (sechs Jahre und älter) 59 % vom gesamten Fallwild. Es ist anzunehmen, daß in den überwiegend bewaldeten Gebieten des Untersuchungsgebietes weniger große Rudel gebildet werden, als z.B. im übersichtlichen alpinen Bereich oberhalb der Waldgrenze. Dadurch, daß Gams in Waldbereichen mehr verstreut und in kleineren Gruppen anzutreffen sind, könnten auch jüngere Böcke bereits aktiv an der Brunft teilnehmen, ohne von einem Platzbock vertrieben zu werden. Diese frühere Teilnahme an der Brunft könnte bereits bei jüngeren Böcken zu Konditionsverlusten führen, womit sich im Vergleich zu anderen Regionen vorzeitige Ausfälle beim männlichen Gamswild erklären würden.

2.4 Lebensraumbewertung

Es wurde bereits zitiert, daß die Oberösterreichischen Kalkalpen zu den klimatisch keineswegs begünstigten Gamswildlebensräumen zählen. Dieser Umstand darf jedoch zumindest für das Untersuchungsgebiet bei der Zuwachsermittlung nicht zu Fehleinschätzungen verleiten, da ein hoher Anteil der Gamspopulation tiefergelegene Waldbereiche besiedelt.

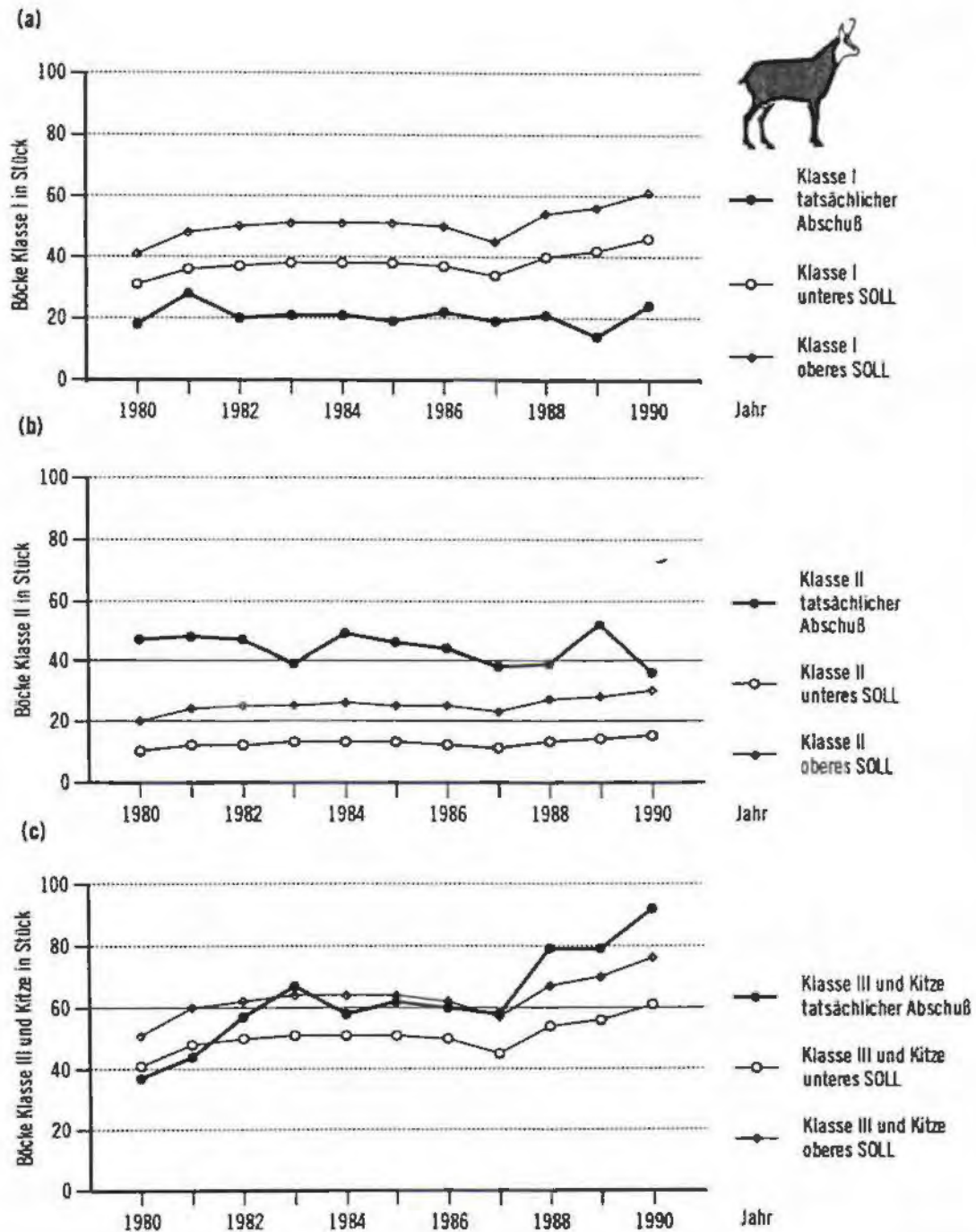
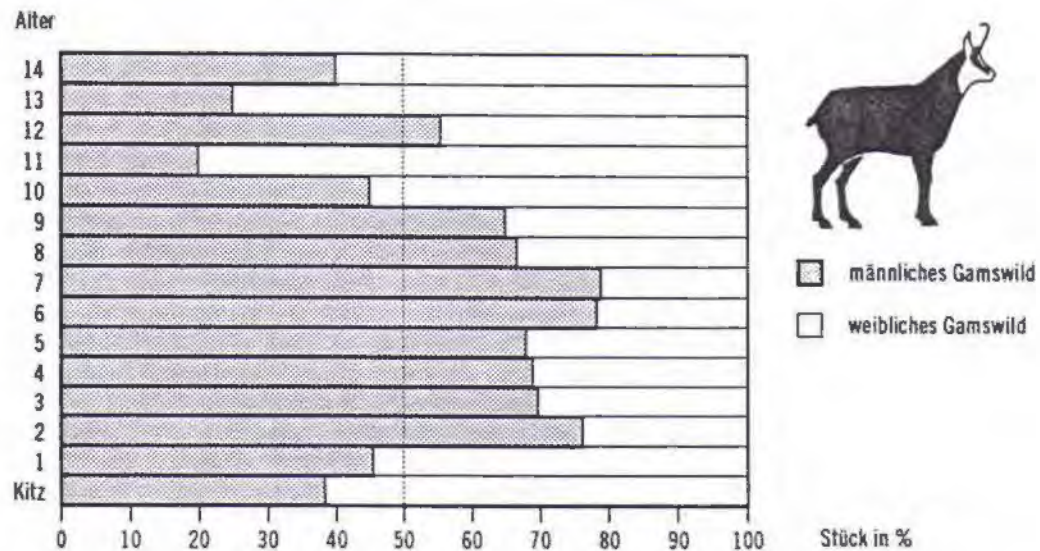


Abb. 15: Tatsächlicher Abschluß von Gamsböcken der Klasse I (a), II (b) und III (c) im Vergleich zu den Richtlinien (Soll-Werte) der OÖ. Landesjägerschaft (Quelle: Der OÖ. Jäger. 1987)

(a) Fallwild



(b) Abschub

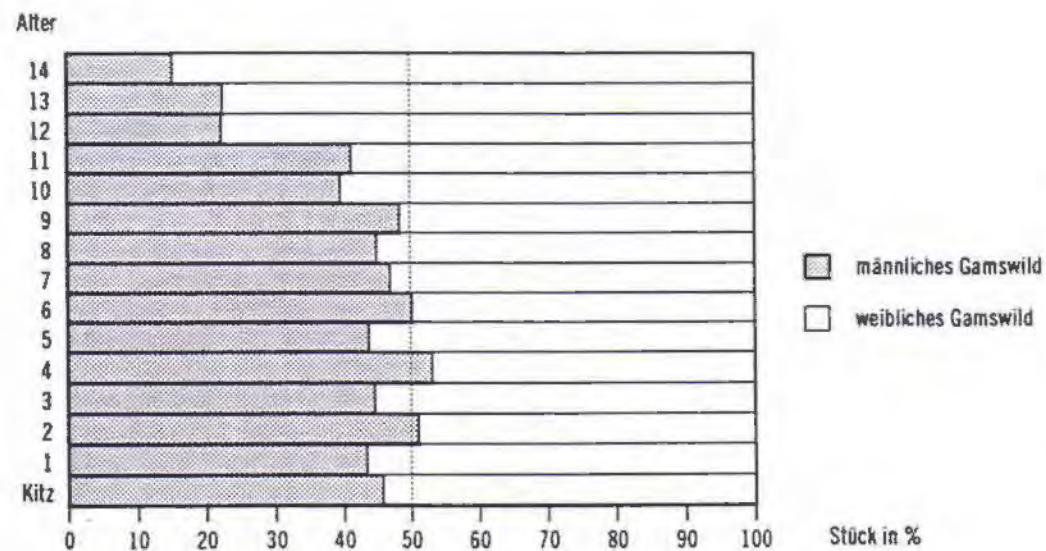


Abb. 16: Prozentueller Anteil von männlichem und weiblichem Gamswild in den einzelnen Altersstufen (Durchschnittswerte aus allen Untersuchungsrevieren von 1980 - 1990). Auf den verstärkten Fallwildanteil der Böcke wird im Zuge der Bejagung keine Rücksicht genommen.

Zum einen lassen sich Gamsbestände in Waldgebieten nur sehr schwer schätzen, zum anderen wirken sich hier klimatische Einflüsse (Schnee, Erreichbarkeit der Nahrung) nicht mehr in dem Maße bestandesregulierend aus wie z.B. im Hochgebirge (SCHRÖDER 1974). Es muß also bei der Abschlußplanung zwischen dem Hauptstock des Sengsengebirges als Gamslebensraum und den angrenzenden, beinahe reinen Waldgamsgebieten unterschieden werden.

Fels ist ein wesentlicher Faktor für die Qualität eines Gamslebensraumes (vgl. GEORGII et al. 1988). Zur Ermittlung des Felsanteiles wurden die ÖK-Blätter 68, 69, 98 und 99 im Maßstab 1 : 50.000 herangezogen, weiters standen die Waldmaske der angeführten ÖK-Blätter sowie Orthophotos desselben Gebietes zur Verfügung. Durch den teilweise engverzahnten Übergang von Wald und Fels wurde von einer Digitalisierung der Felsbereiche abgesehen. Die Felsanteile wurden lediglich auf Millimeterpapier aufgetragen und ausgezählt. Dadurch ergab sich jedoch nur eine Genauigkeit bis zu 2.500 m² (1/4 ha), kleinere Felspartien fielen bei der Auswertung heraus (vgl. GEORGII et al. 1988). In Karte 4 wird das Felsangebot pro 100 ha kombiniert mit den kartierten Gamsabschüssen dargestellt.

Nur etwa ein Drittel der Gamsabschüsse zwischen 1984 und 1990 fällt im Untersuchungsgebiet auf Gebiete mit alpinem Charakter, bzw. mit einem Felsanteil von mehr als 5 %/100 ha (vgl. Tab. 9, Karte 4). Weit mehr als ein Drittel fällt auf reine Waldgamsabschüsse, und knapp über 20% der Gamsabschüsse werden in Revierteilen mit einem Felsanteil zwischen einem und fünf Prozent pro 100 ha getätigt (vgl. Der OÖ. Jäger 1984, 1986).

Im wesentlichen läßt sich das Untersuchungsgebiet in drei Typen von Gamswildlebensräumen einteilen (vgl. SCHRÖDER 1974):

- (1) **Typ I**, der Hauptstock des Sengsengebirges. Obwohl im gesamten Untersuchungsgebiet keine Erhebung über 2.000 m Seehöhe vorkommt, stellt das Sengsengebirge vor allem im Zusammenhang mit extremem Winterwetter einen Gamslebensraum dar, in dem es durch die Winterstrenge immer wieder zu ausgeprägten Dichteschwankungen kommen kann. Das Sengsengebirge ist zwar am Bergfuß ausreichend bewaldet, sodaß die Wintereinstände viel Gamswild tragen, das Anwachsen der Bestände nach milden Wintern wird aber immer wieder durch strenge Winter unterbrochen. Starke und geringe Wachstumsraten folgen dem Wechsel der Winterstrenge und dominieren

die Bestandesdynamik. Raubtiere würden als Bestandesregulatoren keine Rolle spielen. Auf diesen Typ entfällt im Untersuchungsgebiet jedoch sicher nur ein sehr geringer Flächenanteil von ca. 500 bis 600 ha.

- (2) **Typ II**, Reichraminger Hintergebirge, stark walddurchsetzte Teile des Sengsengebirges. Die Seehöhe nimmt ab, der Felsanteil geht zurück, der wesentliche Unterschied zu Typ I besteht im winterlichen Nahrungsangebot. Die klimatischen Verhältnisse spielen nicht mehr eine so dominierende Rolle. Hier kann es vorkommen, daß eine Reihe von milden oder durchschnittlichen Wintern dazu beiträgt, daß der Bestand von Jahr zu Jahr anwächst, bis der Lebensraum (insbesondere die Wintereinstände), ausgelastet ist. In Extremwintern kann es zu lokal überdurchschnittlich hohen Fallwildfunden kommen (Lawine, Verhungern; vgl. SCHRÖDER 1971). Die örtlich große Diversität von Einstands-, Äsungs- und Felsflächen und deren enge Verzahnung begünstigt hohe Gamswilddichten. Die Bedeutung des Raubtieres als Bestandesregulator nimmt zu (z.B. Luchs). Die Fläche dieses Lebensraumtyps kann auf ca. 3.500 bis 4.000 ha geschätzt werden.
- (3) **Typ III**, Waldgebiete mit geringem oder gar keinem Felsanteil. Das Klima übt nicht mehr derart starken Einfluß auf die Bestandesregulation wie in Typ I oder II aus, die innerartliche Konkurrenz tritt zunehmend als Regulationsfaktor auf.

Das Fluchtverhalten von Gams gegenüber Haar-Raubwild (Wolf, Luchs) macht die enge Felsbindung verständlich. Gams trachten in erster Linie durch Einspringen in Felsen aus dem Gefahrenbereich zu entkommen. In den Verbreitungsgebieten von Gamswild, die den Ausläufern des Sengsengebirges bzw. des Reichraminger Hintergebirges gleichen, in denen aber heute noch Wölfe leben, ist die Dichte und die Verteilung der Gams anders als in wolfsfreien Regionen.

In den kroatischen Waldbergen kommen beispielsweise nur punktuell Gams vor und immer nur dann, wenn größere Felspartien eingesprengt sind (SCHRÖDER 1974). In unseren vergleichbaren Gebieten ist die Gamsdichte ganz wesentlich höher. Zwar zeigt Gamswild immer noch eine Bevorzugung von Felspartien, doch besiedeln sie zusätzlich viele felsfreie Waldgebiete, wobei die Ausbreitung durch Rodungen (Almen) oder Kahlschläge sehr gefördert werden (vgl. Karte 4).

Hier haben wir es mit Gebieten zu tun, in denen einst die Dichte, in vielen Fällen auch die Verbreitungsgrenze der Gams durch Raubtiere bestimmt waren. Erst nach deren Verschwinden und effektiven Schutzmaßnahmen gegen den Abschluß, kam es in dieser Region zu einer Neubesiedlung bzw. einer Ausdehnung des Gamsareals, aber auch zu Dichten, die in ihrer Höhe zuvor unmöglich waren (SCHRÖDER 1974).

Tab. 9: Gamsabschuß von 1984 - 1990 pro Abteilung verschnitten mit den Rasterquadraten, die das Felsangebot wiedergeben. Abteilungen, die Rasterquadrate nur teilweise schneiden, wurden der Kategorie mit dem höheren Felsanteil zugeordnet.

Felsanteil (pro 100 ha)	Gamsabschuß in Stück (1984 - 1990) ¹					Prozentanteil
	<u>Reichraming</u>	<u>Großraming</u>	<u>Molln</u>	<u>Spital</u>	<u>alle FVW</u>	
< 1 %	290	121	320	20	751	37
≥ 1 und < 5 %	204	31	170	27	432	21
≥ 5 %	154	—	138	384	676	33
ungeklärt (nicht zuordenbar)	18	28	92	42	180	9
Summe	<u>666</u>	<u>180</u>	<u>720</u>	<u>473</u>	<u>2.039</u>	<u>100</u>

1. Der Zeitraum der Auswertung wurde deshalb von 1984 - 1990 gewählt, da sich innerhalb dieser 7 Jahre keine Veränderung der Abteilungsgrenzen ergeben haben dürfte.

Aus den beschriebenen Lebensraumtypen sowie aus den erhobenen Felsanteilen je 100 ha lassen sich folgende Aussagen zur Lebensraumeignung für Gams ableiten. Aufgrund der vorhandenen Unterlagen sind dabei die bisherigen Angaben nur als grobe, erste Beurteilung einzustufen.

Die Auszählung der Rasterquadrate mit mehr als 10% Felsanteil pro 100 ha ergab eine Fläche von 5.100 ha. Ein Felsanteil zwischen 5 und 10% errechnete sich für einen Flächenanteil von 3.700 ha. Daraus ergibt sich für die bearbeiteten Reviere ein Gebiet von

max. 8.800 bis 9.000 ha, das man als geeigneten bis gut geeigneten Gamswildlebensraum bezeichnen kann. 6.300 ha weisen einen Felsanteil von 1 bis 5 % auf. Diese Fläche, sowie die reinen Waldgebiete, in denen Gams vorkommen, können nur als bedingt bzw. ökologisch und forstwirtschaftlich schlecht geeignete Lebensräume bezeichnet werden. Zusammengefaßt ergibt sich daraus ein ökologisch **noch geeigneter Gamslebensraum von maximal ca. 15.000 ha**, die untersuchte Fläche beträgt ca. 32.000 ha.

Vom getätigten Abschluß zwischen 1984 und 1990 fällt gut **ein Drittel auf reine Waldgebiete**. Ausgehend von dieser Abschlußverteilung kann man annehmen, daß vom errechneten Gesamtbestand von 1.500 Stück ca. 500 Stück ausgesprochene Waldgams sind. Teilt man den Rest von etwa 1.000 Stück auf die 15.000 ha auf, so ergibt dies eine Gamswildichte von 6 - 7 Stk/ 100 ha. Diese Wildichte entspricht in etwa den Vorstellungen von tragbaren, natürlichen Bestandesverhältnissen (FUSCHLBERGER 1939; SCHWAB 1980). Dazu muß aber einschränkend bemerkt werden, daß diese Dichteangaben für Gamswildvorkommen mit ausreichendem Freiflächenanteil angegeben worden sind.

Aufgrund der geringen Seehöhe fehlen im Untersuchungsgebiet weitgehend alpine Matten oder Waldgrenzbereiche, dadurch wird auch im Kerngebiet des Gamsvorkommens immer ein sehr hoher Waldanteil durch Gams genutzt werden. Das Sengsengebirge zählt seit jeher zu den österreichischen Gamswildvorkommensgebieten, der Anteil der ausschließlich im Wald lebenden Gams dürfte im Laufe der Geschichte aber immer wieder Schwankungen unterlegen sein. Wie stark Waldgamsbestände durch natürliche Regulatoren wie z.B. den Luchs beeinflußt werden können, wird durch ein Beispiel aus der Schweiz dokumentiert. Im Banngebiet Turtmantal (Kanton Wallis, 37 km²) wurden seit dem Jahr 1982 vermehrt Luchsnachweise und Risse festgestellt. HALLER und BREITENMOSER (1986) konnten in diesem Banngebiet zwei Luchse radiotelemetrisch nachweisen. Nach den Angaben von Wildhütern war zunächst beim ohnehin nur geringen Rehwildbestand eine starke Abnahme zu verzeichnen. Der Gamsbestand verminderte sich ohne jagdliche Eingriffe von 1000 Stück im Jahr 1983 auf etwa 350 Stück im Jahr 1987 (zit. nach GOSSOW und DIEBERGER 1989).

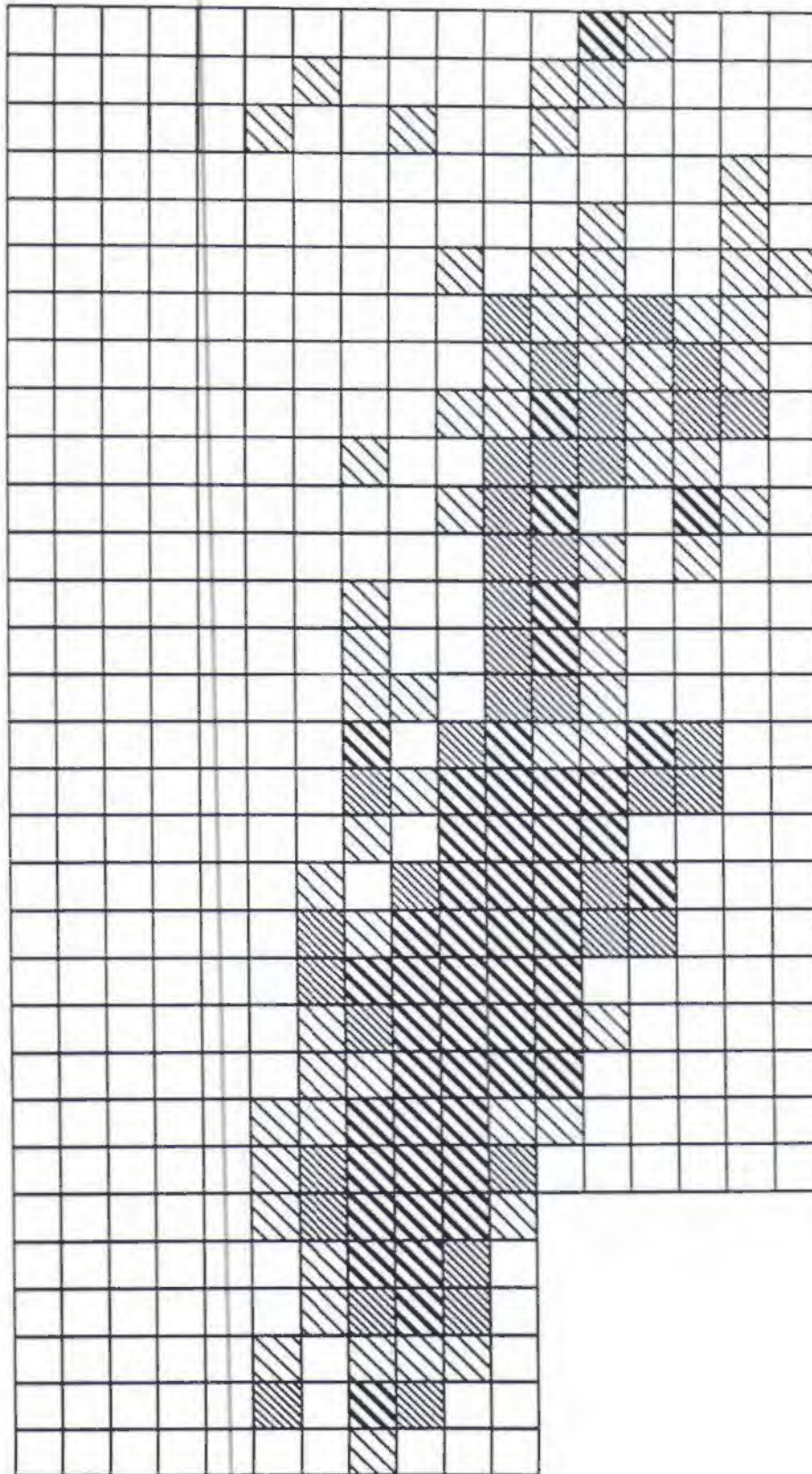
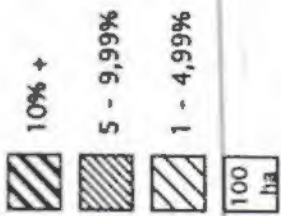
Inwieweit der Gamsbestand durch Abschluß in seiner Dichte besonders in Waldbereichen begrenzt werden soll, ist in erster Linie davon abzuleiten, ob das Vorkommen dieser Wildart mit waldbaulichen Zielvorstellungen in Einklang gebracht werden kann (vgl. z.B. HAMR

1984). Die Anführung des Argumentes, Gamswild wäre auch in tieferen Lagen "immer schon vorgekommen," ist, wie aus der vorhergehenden Ausführung ersichtlich, vom zeitlichen Maßstab abhängig, der dabei zugrundegelegt wird. Zwei bis drei Jahrhunderte sind im Hinblick auf die Lebenserwartung für menschliche Zeitvorstellungen kaum erfaßbar, im naturnahen Waldökosystem entspricht diese Zeitspanne dem Lebensalter einer Baumgeneration.

2.5. Zusammenfassung Gamswild

- Zwischen 1980 und 1990 ergab sich ein durchschnittlicher, jährlicher Abgang von über 330 Stk Gamswild. Dies steht im Widerspruch zu den gemeldeten Bestandeszahlen von durchschnittlich 944 Stk.
- Es wurde ein realistischer Bestand von 1.400 - 1.500 Stk. Gamswild errechnet.
- Gut ein Drittel des Bestandes sind reine Waldgams.
- Zu starke jagdliche Eingriffe in die Mittelklasse der Gamsböcke bewirken eine jagdlich unerwünschte Sozialstruktur.

Felsanteil / 100 ha



Felsanteil / 100 ha



10% +



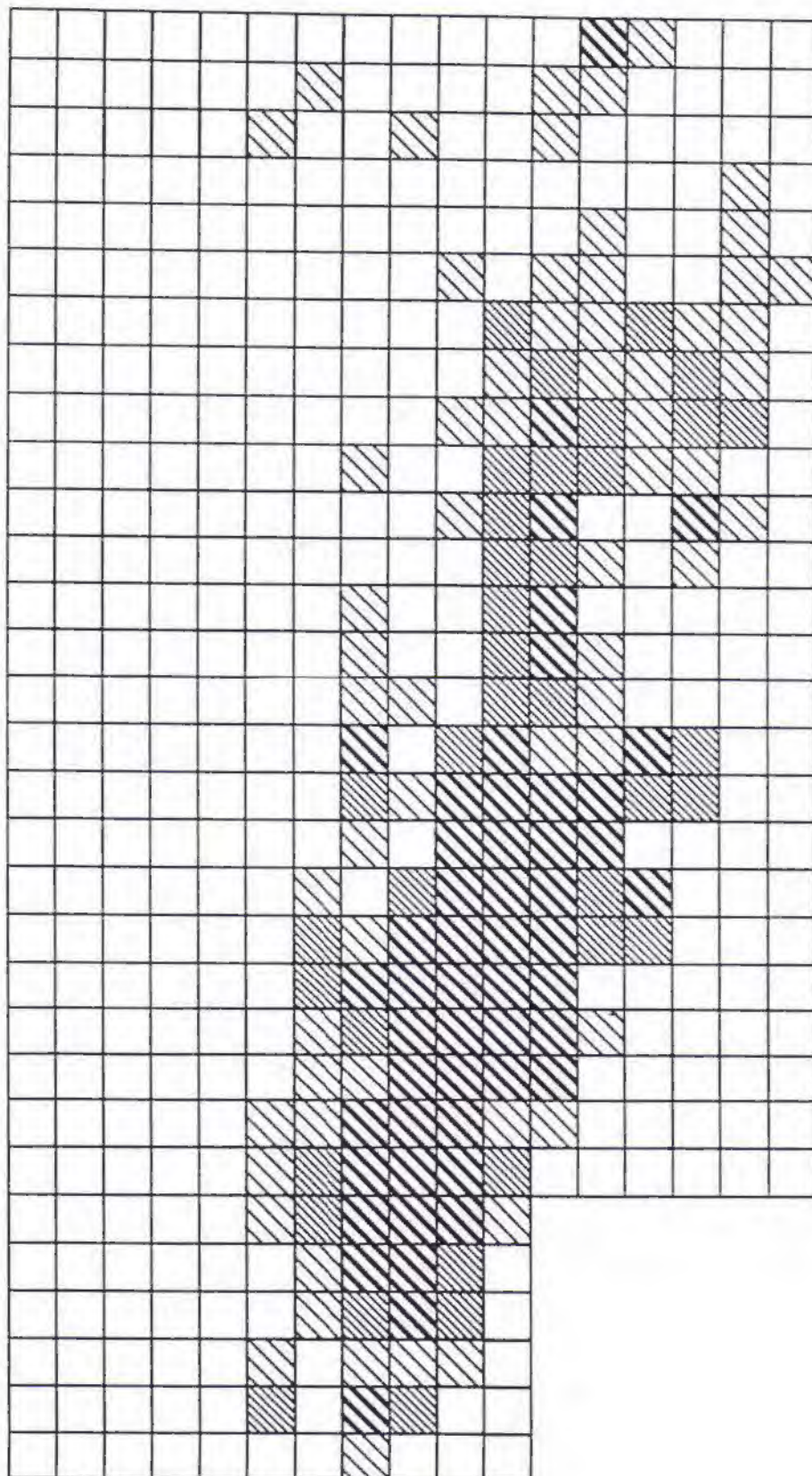
5 - 9,99%

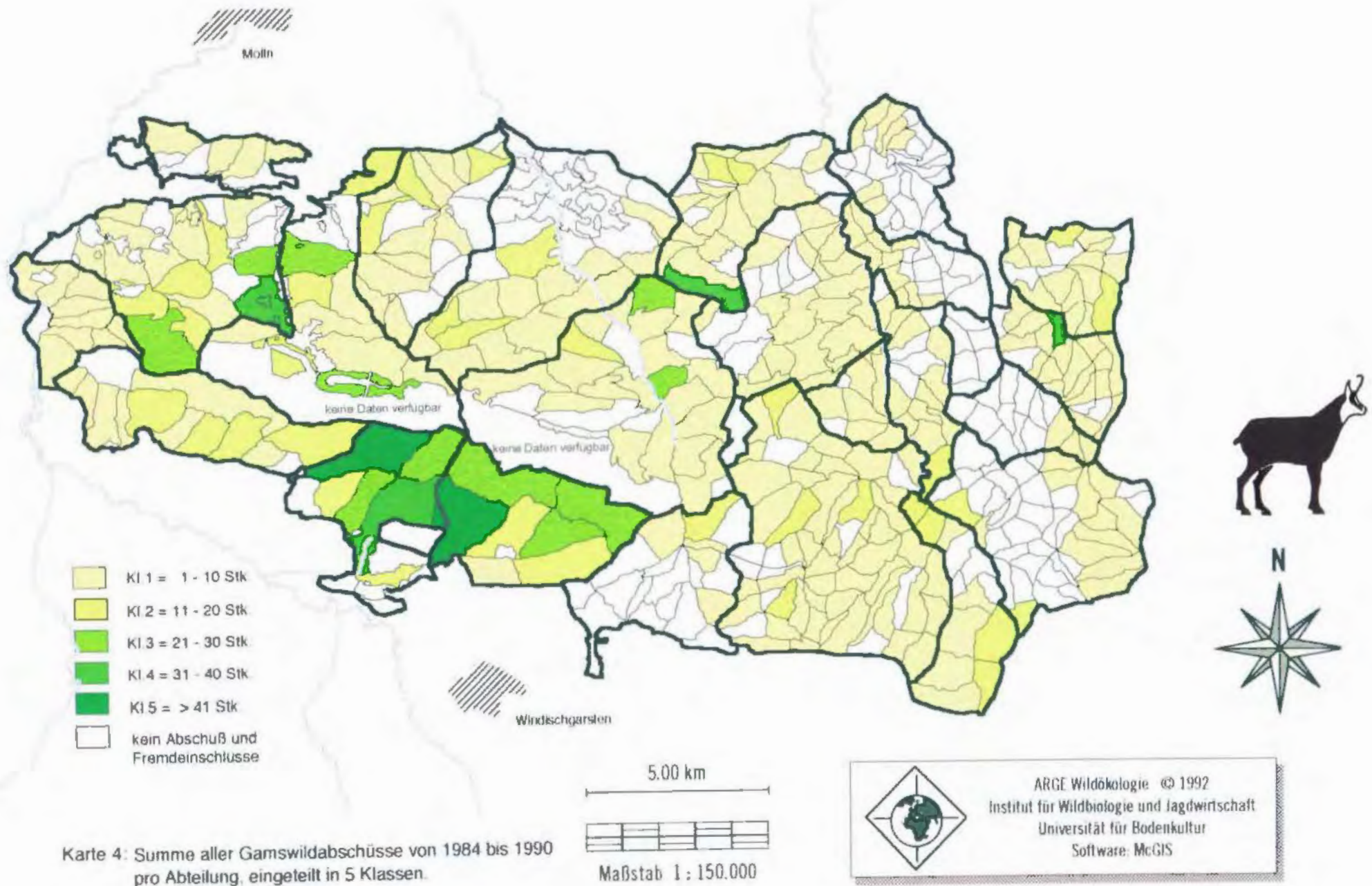


1 - 4,99%



100
ha





Karte 4: Summe aller Gamswildabschüsse von 1984 bis 1990 pro Abteilung, eingeteilt in 5 Klassen.

3. Rehwild

3.1. Bestandesentwicklung

Rehwild zählt sicher zu den zahlenmäßig am schwersten erfaßbaren heimischen Wildarten. Wie weit Rehbestände immer wieder unterschätzt werden, sollen einige Beispiele vor Augen führen. Auf der dänischen Halbinsel Kalø schätzten Fachleute unabhängig voneinander einen Rehwildbestand von 70 Stück auf 1.020 ha. Ohne daß Einwanderungen stattgefunden hatten, brachte man im Zuge eines Totalabschlusses dann 213, also rund dreimal soviel Rehe zur Strecke (ANDERSEN 1953). STRANDGAARD (1972), der später im Beobachtungsrevier von Kalø praktisch den ganzen Rehbestand individuell markiert hatte, sah selten mehr als die Hälfte der tatsächlich vorhandenen Tiere. Selbst in Gattern werden die Bestände unterschätzt. Im Gatter von Stammham (133 ha) rechnete der zuständige Revierförster mit 12 bis 15 Rehen, gefangen wurden dann 29 Stück (vgl. JELINEK 1989a.; KURT 1991). Aufgrund einer Reihe der vorhin erwähnten Ergebnisse ist man heute geneigt, allen Bestandesmeldungen über Rehwild eine Fehlweisung zwischen 150 und 300 % zu unterstellen (GOSSOW 1976; HESPELER 1989).

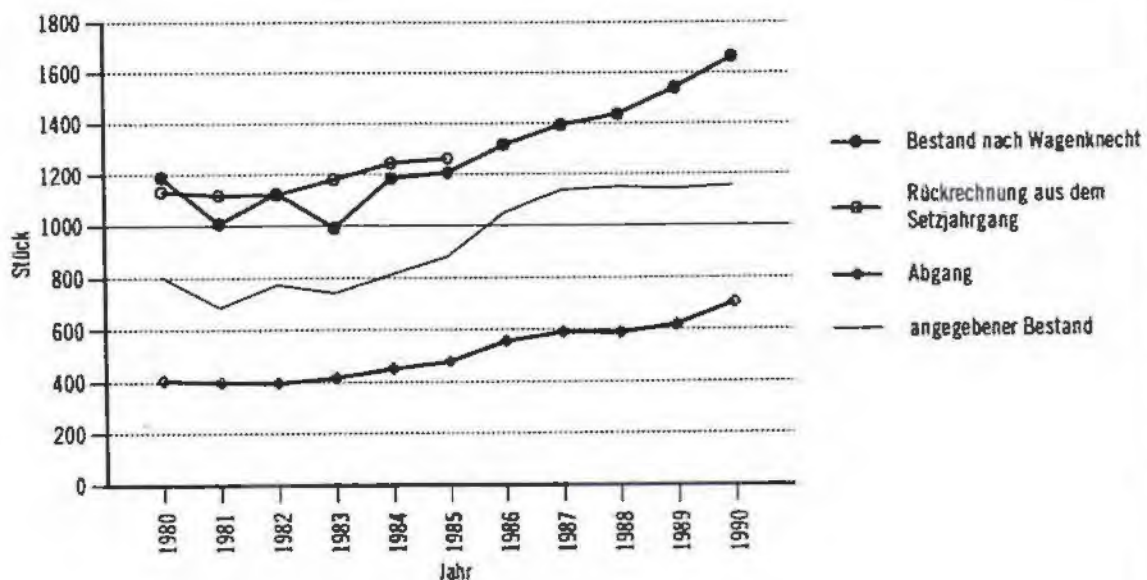
Aus den Aufzeichnungen der Fürst Lamberg'schen Reviere läßt sich ablesen, daß der Rehbestand im Vergleich zu den anderen Schalenwildarten seit 1848 am relativ stärksten zugenommen hat (Tab. 12; vgl. REISETBAUER 1984). Nach der Bauernrevolution im Jahr 1848 wurde für eine Fläche von 57.546 ha ein Rehwildbestand von nur 200 Stück angegeben. KURT (1991) führt das Verschwinden der Großraubtiere, das Nachlassen der Waldweide, den Rückgang des Rotwildes, sowie verstärkte Hegebestrebungen als Gründe für das starke Anwachsen der Rehwildbestände in unserem Jahrhundert an (ELLENBERG 1975; SPERBER 1975).

Direkte Bestandesermittlungsverfahren liefern für die Abschlußplanung beim Rehwild nur wenig brauchbare Ergebnisse. Durch die Heranziehung indirekter Wilddichteweiser können zusätzlich Grundlagen für die jagdliche Planung gewonnen werden. Vor allem die Anlage von Kontrollzäunen zur Ermittlung der waldbaulich tragbaren Verbißbelastung kann als Weiser für die Anhebung oder Senkung des Rehabschlusses dienen (REIMOSER 1990, 1991).

Nachfolgend wird die Populationsdynamik des Rehwildbestandes im Untersuchungsgebiet dargestellt. Die Ausführungen sind als ein Versuch anzusehen, der etwas mehr Licht in die Abläufe der Bestandesentwicklung im Untersuchungsgebiet bringen soll. Nachdem die Bewirtschaftung der Rehwildbestände im gesamten Untersuchungsgebiet einheitlichen Trends unterliegt, wurde den folgenden Überlegungen jeweils das gesamte Datenmaterial zugrundegelegt. Kleinräumige Abweichungen von der Gesamtentwicklung werden nicht berücksichtigt.

Aus den Wildstandsangaben für Rehe ist ersichtlich, daß der Bestand zwischen 1980 und 1990 stark zugenommen haben dürfte. Bezogen auf die Meldebestände am Anfang der 80er Jahre wurde eine Bestandeserhöhung von etwa 50 % bis 1990 angegeben (Abb. 17). Auch wenn die Bestandesermittlung, wie vorhin ausgeführt, gerade bei Rehen mit Fehlern belastet ist, so läßt sich aus den Angaben zumindest eine trendmäßige Bestandeszunahme ableiten.

Abb. 17: Rehwildabgang im Vergleich zum gemeldeten und errechneten Bestand im Untersuchungsgebiet von 1980 bis 1990.



Im Datenmaterial der ÖBF sind Altersangaben für männliches und weibliches Schalenwild enthalten. Es ist bekannt, daß vor allem beim Rehwild Schätzfehler bei der Altersermittlung auftreten (vgl. HESPELER 1989). Bei nachfolgenden Bestandesberechnungen wird unterstellt, daß sich Fehler bei der Altersschätzung oberhalb des Jahrlingsalters sowohl nach oben als auch nach unten in etwa ausgleichen.

Ausgehend von der Annahme, daß bei nachhaltigem Eingriff der Abgang in den einzelnen Altersstufen gleich dem Zuwachs ist, kann durch Multiplikation der erlegten Stücke mit ihrem Alter auf den Mindestwildstand zurückgerechnet werden. Dieses Prinzip beruht darauf, daß im Sinne der Nachhaltigkeit für ein erlegtes fünfjähriges Stück je ein vier- drei- und einjähriges Stück sowie ein Kitz vorhanden sein muß, um in den nächsten Jahren regelmäßig wieder ein fünfjähriges Reh erlegen zu können (WAGENKNECHT 1976; RIEDELSBERGER 1991). Durch Multiplikation der Abgänge innerhalb der einzelnen Jahrgänge mit ihrem Alter, erhält man so den dafür notwendigen Mindestbestand (Tab. 10).

Tab. 10: Bestandesschätzung von Rehwild im Untersuchungsgebiet nach dem Alter der erlegten Stücke (Abgang und Bestand in Stück; gemeldetes Alter in Jahren)

1980					1990				
<u>Gesamtabgang</u>	<u>x</u>	<u>Alter</u>	<u>=</u>	<u>Bestand</u>	<u>Gesamtabgang</u>	<u>x</u>	<u>Alter</u>	<u>=</u>	<u>Bestand</u>
80	x	0	=	0	225	x	0	=	0
136	x	1	=	136	203	x	1	=	203
14	x	2	=	28	18	x	2	=	36
23	x	3	=	69	40	x	3	=	120
29	x	4	=	116	40	x	4	=	160
51	x	5	=	255	74	x	5	=	370
20	x	6	=	120	41	x	6	=	246
14	x	7	=	98	24	x	7	=	168
17	x	8	=	136	23	x	8	=	184
3	x	9	=	27	2	x	9	=	18
13	x	10	=	130	10	x	10	=	100
1	x	11	=	11	1	x	11	=	11
3	x	12	=	36	4	x	12	=	48
0	x	13	=	0	0	x	13	=	0
2	x	14	=	28	0	x	14	=	0
<u>406</u>				<u>1190</u>	<u>705</u>				<u>1664</u>

Diese Form der Bestandesermittlung hat allerdings den Nachteil, daß damit der errechnete Bestand direkt vom getätigten Abschluß abhängt. Würde man den Abschluß erhöhen, ergäbe sich daraus gleichzeitig eine Bestandeserhöhung. Es läßt sich durch diese Art der Rückrechnung also nicht feststellen, ab welcher Anzahl der erlegten Stücke der Abgang höher als der Zuwachs ist - ab wann also tatsächlich reduziert wird. Errechnet man nach dieser Methode den Rehwildbestand im Untersuchungsgebiet, so ergibt sich, daß trotzdem oder gerade weil der Abschluß langsam erhöht wurde, auch der Bestand angestiegen ist.

Für 1980 erhält man nach dem vorhin beschriebenen Verfahren einen Bestand von 1.190 Stück Rehwild (aus der Rückrechnung nach dem Setzjahrgang 1.135 Stück (vgl. Tab. 11)), für 1990 errechnet man 1.664 Stück. Es ist allerdings nicht bekannt, ob 1980 wirklich zumindest der Großteil des Zuwachses erlegt wurde. Nach dieser Methode wurde der Bestand also nicht verringert, er hätte ähnlich wie der gemeldete Bestand zugenommen (vgl. Abb. 17). Der Unterschied zwischen gemeldeter und errechneter Bestandesentwicklung besteht darin, daß der angegebene Höchstbestand im Jahr 1990 ca. dem errechneten Ausgangsbestand im Jahr 1980 gleichkommt. In Abb. 17 wird die errechnete Bestandesentwicklung der gemeldeten gegenübergestellt. Dabei werden Entwicklungskurven auf Basis von zwei voneinander unabhängigen Rückrechnungsverfahren dargestellt. Beide Verfahren bringen recht gut übereinstimmende Ergebnisse (vgl. ELLENBERG 1984). Die Rückrechnung nach dem Setzjahrgang (Tab. 11) konnte nur bis zum Jahr 1985 durchgeführt werden, da die Anzahl der zur Verfügung stehenden Jahrgänge jährlich abnimmt. Das heißt, die Berechnung für 1980 basiert noch auf dem Abgang von elf erfaßten Jahren, die Berechnung für 1985 nur mehr auf sechs Jahren. Trotzdem ist eine ansteigende Bestandesentwicklung zu erkennen.

Betrachtet man die Rehwildabgänge zwischen 1980 und 1990, so fällt die deutliche Abschlußerhöhung innerhalb dieses Zeitraumes auf. Der zunehmende Rehwildabschluß bedarf aber einer Relativierung. Der Abgang wurde in Bezug zum gemeldeten Bestand nicht erhöht, ausgenommen im Jahr 1990 (Abb. 18, Abb. 17). Bezieht man den Abgang auf den ermittelten Mindestbestand, so ergeben sich deutlich niedrigere prozentuelle Anteile. Aus Tab. 11 läßt sich z.B. für das Jahr 1980 leicht der Anteil der mehrjährigen Geißen ermitteln. Ausgehend von der Annahme, daß mit einem Zuwachs von 100% der mehrjährigen Geißen zu rechnen ist, ergibt dies einen Zuwachs von ca. 40% vom Gesamtbestand. Der tatsächliche Abgang betrug jedoch nur 34%.

Tab. 11: Ermittlung des männlichen (a) und weiblichen (b) Rehwildbestandes für das Jahr 1980 im gesamten Untersuchungsgebiet. Rückrechnung nach dem Setzjahrgang laut Modellfall Rotwildring Harz (RAESFELD und REULECKE 1988).

(a) Männlicher Rehwildbestand (in Stück)

Jahre	Alter in Jahren (K = Kitze)															Gesamt- abgang	
	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14		15
1980	30	56	6	13	19	29	10	7	3	2	4		1				180
1981	40	45	7	12	16	30	15	8	3								176
1982	46	44	5	14	17	27	10	6	2	1	2		1				175
1983	39	60	8	14	14	28	14	8	3	1	1						190
1984	41	59	11	9	18	23	18	10	9	4	3						205
1985	46	50	7	17	31	24	16	4			2					2	199
1986	83	54	6	15	31	30	13	5	3		1						241
1987	70	75	5	22	23	29	14	10	5		1						254
1988	64	63	7	23	31	39	14	7	2								250
1989	62	91	9	12	28	48	11	10	6	2	2						281
1990	86	84	3	30	22	46	20	13	7		2	1					314
Sommer- bestand 1980	165	143	88	81	77	59	24	12	5	2	7	-	1	-	-	-	664
Frühjahrs- bestand 1980		143	88	81	77	59	24	12	5	2	7	-	1	-	-	-	499



(b) Weiblicher Rehwildbestand (in Stück)

Jahre	Alter in Jahren (K = Kitze)															Gesamt-	
	K	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	abgang
1980	50	80	8	10	10	22	10	7	14	1	9	1	2		2		226
1981	84	55	7	9	9	22	11	13	4	1	4	1	2		1		223
1982	63	55	6	12	13	20	14	13	12	2	10		1	1			222
1983	89	62	6	7	9	14	12	15	7		6						227
1984	77	78	11	10	10	20	13	9	12	2	5						247
1985	90	84	10	9	12	22	23	9	11	2	8						280
1986	124	69	6	11	17	27	17	16	14	3	9		2				315
1987	103	109	9	16	25	24	12	13	6	5	9		4		1		336
1988	125	89	8	8	16	33	16	14	13	3	9		3	1			338
1989	119	89	12	12	15	32	20	13	14		8		3	1			338
1990	139	119	15	10	18	28	21	11	16	2	8		4				391
Sommer- bestand 1980	201	184	98	86	88	68	42	20	25	5	11	4	2	1	2	-	837
Frühjahrs- bestand 1980	184	98	86	88	68	42	20	25	5	11	4	2	1	2	-	-	836

JELINEK (1989a.) gibt für den Bezirk Leoben ein Zuwachsprozent von 120 % aller mehrjährigen Rehgeißen an. Durch das von ihm unterstellte ausgeglichene GV von 1:1 erhält er ebenfalls ca. 40% Zuwachs vom Gesamtbestand (nachhaltige Nutzungsrate 42% des gesamten Rehwildbestandes). Vergleicht man den prozentuellen Abgang vom errechneten Frühjahrsbestand im Untersuchungsgebiet (Abb. 18) mit den von JELINEK für den Bezirk Leoben angegebenen Daten, so würde dies darauf hindeuten, daß die Nutzungsrate bezogen auf die gesamte, bearbeitete Fläche nachhaltig ist. Die Vergleichbarkeit mit dem Bezirk Leoben ist durchaus gegeben. Die unterschiedlich starken Eingriffe in den einzelnen Revieren werden in Karte 5 und Karte 8 dargestellt.

Tatsächlich lassen sich keine Hinweise dafür finden, daß im Zuge der Abschlußerhöhung der Rehbestand abgenommen hat. Im Gegenteil, eine Bestandeszunahme scheint wahrscheinlicher als eine Abnahme.

Als Folge von Bestandeseingriffen, die eine deutliche Reduktion bewirken, wäre auch zu erwarten, daß der Anteil der weiblichen Kitze am Gesamtzuwachs zunimmt. Der Anteil der

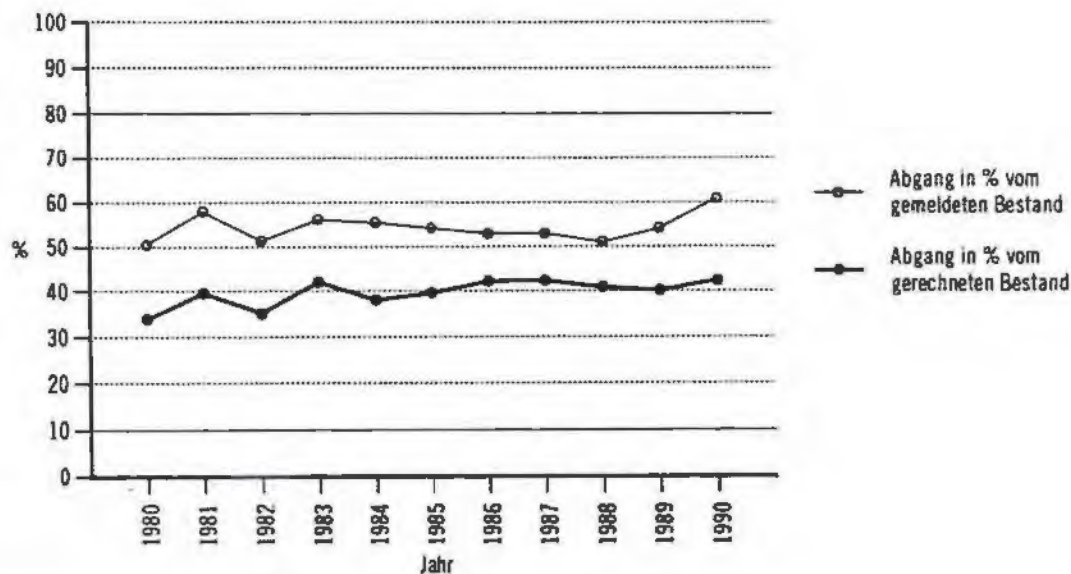


Abb. 18: Rehwildabgang im Untersuchungsgebiet in Prozent vom gemeldeten und errechneten Bestand von 1980 bis 1990.

weiblichen Kitze am gesamten gemeldeten Kitzabgang beträgt über den gesamten Untersuchungszeitraum ca. 64%. Dies ist einerseits durch den bevorzugten Abschub von Geißkitzen zu erklären (vgl. JELINEK 1989a.). Andererseits müßte sich, wäre der Geschlechteranteil der gesetzten Bock- und Geißkitze gleich hoch, zumindest in den oberen Altersklassen das verstärkte Eingreifen in die weiblichen Kitze bemerkbar machen. Doch auch bei den einjährigen Rehen wurden noch geringfügig mehr weibliche als männliche Stücke erlegt. Das Abschubverhältnis bei den über einjährigen Rehen ist zwischen Böcken und Geißen relativ ausgeglichen. Um 1986 setzen stärkere Eingriffe in den Rehwildbestand ein, der Anteil der weiblichen Kitze am Abgang bleibt unverändert.

Als ein Hinweis auf die Bejagungsintensität kann das **Durchschnittsalter** der erlegten Stücke herangezogen werden. Jede Bejagung verringert den Anteil alter Stücke in der Population (ELLENBERG 1984). Bei stärkeren Eingriffen müßte sich somit das Durchschnittsalter allmählich verringern. Die Abb. 19 zeigt, daß nur eine geringfügige Abnahme des Durchschnittsalters stattgefunden hat.

Höhere Abschubquoten die gleichzeitig mit Bestandeszunahmen einhergehen, lassen darauf schließen, daß sich die Populationsentwicklung des Rehwildes in einer Phase erhöhter Reproduktivität befindet. Sofern durch die jagdlichen Eingriffe nicht eine gewisse Grenze überschritten wird, gleichen die jährlichen Nachwuchsraten den Abgang leicht aus. Zur Zeit scheint es eher der Fall zu sein, daß der Rehbestand durch die Eingriffe zu erhöhter Reproduktion gleichsam "stimuliert" wird (vgl. ELLENBERG 1984).

Ein zusätzliches Maß für die Änderung der Wilddichte und damit der Lebensraumbelastung durch Rehwild ist das mit besseren Lebensbedingungen ansteigende Gewicht der erlegten Stücke (ELLENBERG 1984). Zwischen 1980 und 1990 konnte jedoch keine eindeutige Gewichtsveränderung bei den Kitzen und einjährigen Stücken ermittelt werden. Die Überprüfung erfolgte sowohl auf Forstverwaltungsebene, als auch anhand von Revieren, in denen stärkere Eingriffe durchgeführt wurden (z.B. Kaixen, Plaißberg, Rannach).

Ähnliche Ergebnisse errechnete ELLENBERG (1984) für ein Revier der Baden-Württemberg'schen Landesforstverwaltung im Schwarzwald. Obwohl in dem untersuchten Forstamt der Rehabschub nahezu verdreifacht wurde, belegte ELLENBERG, daß dadurch das Ziel einer deutlichen Reduzierung des Rehbestandes mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht

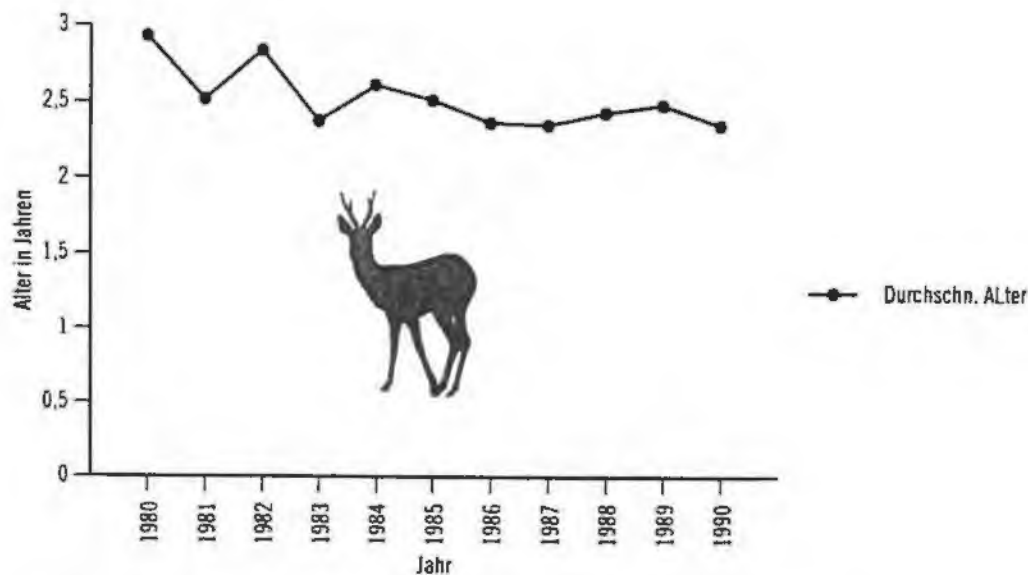


Abb. 19: Geschätztes Durchschnittsalter aller jährlich erlegten bzw. gefundenen Rehe im Untersuchungsgebiet von 1980 bis 1990.

erreicht wurde. Einwanderungen aus umliegenden Überschußgebieten machen lokal begrenzte Bemühungen um die Reduktion von Rehpopulationen ebenso zunichte (Karte 5) wie zufriedenes Nachlassen, nachdem das Ziel erreicht zu sein scheint. Auch KURT (1991) berichtet von einigen Schweizer Kantonen, wo sich der Rehbestand trotz stärkerer Bejagung nicht verkleinert hat. Trotzdem stellt er fest, daß es durch strenge Bejagung, einer weniger wildschadensanfälligeren (= weniger verbißprädisponierenden) Forstwirtschaft sowie durch die Wiederherstellung naturnaher Lebensgemeinschaften möglich ist, den Wildschaden in ökologisch bzw. forstlich tragbarem Maß zu halten. Beweise dafür liefert die Wald-Wild-Situation in den Schweizer Kantonen Thurgau und Solothurn.

Rehwild ist äußerst anpassungsfähig und vermag verstärkte jagdliche Eingriffe durch Erhöhung der Nachwuchsrate sowie durch vermehrten Zuwachs weiblicher Kitze sehr gut auszugleichen. Die Jagd wird mit dem Rehwildproblem, will man es lediglich als Folge hoher Bestände betrachten, nur in seltenen Ausnahmen fertig (KURT 1991). Ökologisch sinnvolle Bejagung muß durch entsprechende waldbauliche Maßnahmen unterstützt werden. Vor allem offene Gespräche, die sich auf überprüfbare Fakten stützen, sind notwendig, um im Sinne aller Beteiligten Lösungen zu erarbeiten, die auch von allen akzeptiert und mitgetragen werden.

3.2. Zusammenfassung Rehwild

- Der Rehwildbestand wird unterschätzt. Der gemeldete Höchstbestand im Jahr 1990 entspricht in etwa dem errechneten Ausgangsbestand im Jahr 1980.
- Trotz Erhöhung des Abschusses bleibt der prozentuelle Abgang vom Gesamtbestand gleich hoch.
- Auch nach der Steigerung des Abschusses kann zumindest großräumig davon ausgegangen werden, daß der Abgang nicht über dem Zuwachs liegt.
- Das Wildpretgewicht verändert sich durch die Anhebung des Abschusses nicht.

4. Bisherige Wildbewirtschaftung im zukünftigen Nationalpark Kalkalpen/ Planungsteil Ost

4.1. Rotwild

In Abb. 20 sind die Bestandesangaben für Rotwild seit 1949 dargestellt. Die Daten beziehen sich auf die bearbeiteten Revierflächen. Geringfügige Flächenänderungen, wie sie sich im Laufe der Jahre immer wieder ergeben haben, wurden nicht berücksichtigt. Die Überraschung, die diese Graphik zeigt, ist, daß der heute mit größter Wahrscheinlichkeit vorhandene Rotwildbestand tatsächlich etwa gleich hoch ist wie zu Zeiten der allgemein angenommenen Höchstbestände. Die Wilddichte und damit die Lebensraumbelastung Ende der 60er, Anfang der 70er Jahre dürfte also bei weitem höher gewesen sein, als allgemein angenommen oder zugegeben wurde.

In Karte 6 wird der gemeldete Rotwildbestand in Bezug zur Revierfläche dargestellt (Stk./100 ha). Der Kartierung liegt Datenmaterial von 1985 bis 1989 zugrunde (Durchschnittswerte von fünf Jahren). Gleichzeitig ist aus der Karte der prozentuelle Abgang vom angegebenen Frühjahrsbestand zu entnehmen (Durchschnittswerte von 1985 - 1989). Es wird klar, daß die Bestandesangaben in Relation zum Abgang nicht richtig sein können. Abgänge von 40 bis 50 % vom gemeldeten Bestand lassen sich nur schwer dadurch erklären, daß Wild immer wieder zuwandert. Die der Abschlußplanung zugrundegelegten Frühjahrsbestände lassen auch keine eindeutige Bestandesabnahme erkennen.

Aus der in (Karte 6) dargestellten Zusammenfassung von fünf Jahren ergibt sich ein durchschnittlicher Rotwildabgang von 38 % vom gemeldeten Frühjahrsbestand aller Reviere. Von 1980 bis 1990 werden sogar im Durchschnitt 43 % vom angegebenen Bestand erlegt. Unter Zugrundelegung dieser Daten wird verständlich, warum, wie aus Tab. 1 ersichtlich, der Rotwildbestand theoretisch bereits zweimal ausgerottet wurde. Setzt man die 40 % Abgang gleich dem Zuwachs, so müßten bei einem GV von 1:1 bereits die weiblichen Kälber an der Fortpflanzung beteiligt sein. Aus den zu niedrig angegebenen Wildständen resultiert natürlich auch eine entsprechend geringere Wilddichte. Besonders in den Revieren der FVW Spital steht die niedrige Wilddichte im Gegensatz zur Anzahl der Fütterungen. Wie bereits im Rotwildkapitel ausgeführt, treten dort auch die geringsten Wildpretgewichte auf.

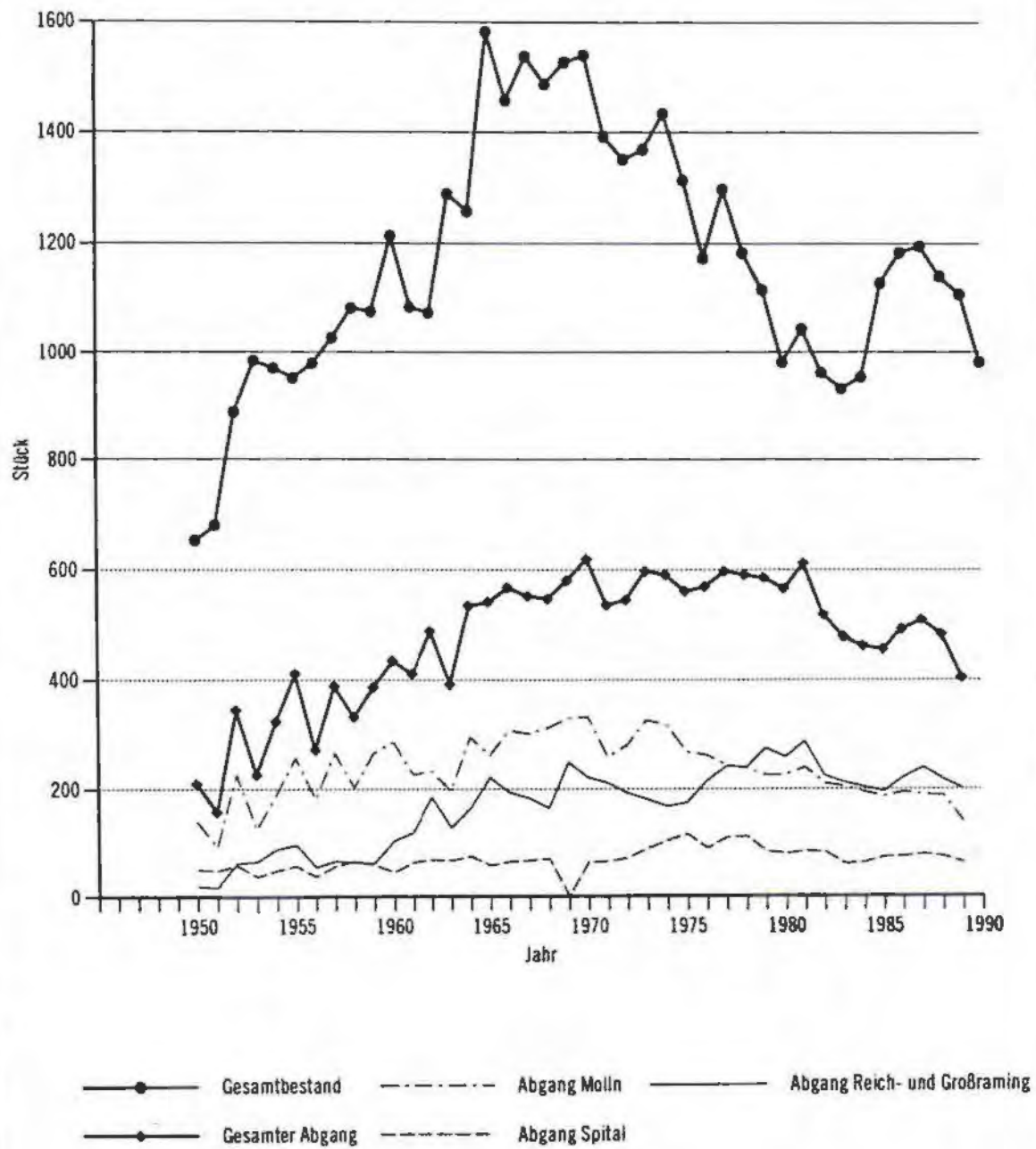


Abb. 20: Bestandes- und Streckenentwicklung von Rotwild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990 (Flächenveränderungen sind nicht berücksichtigt).

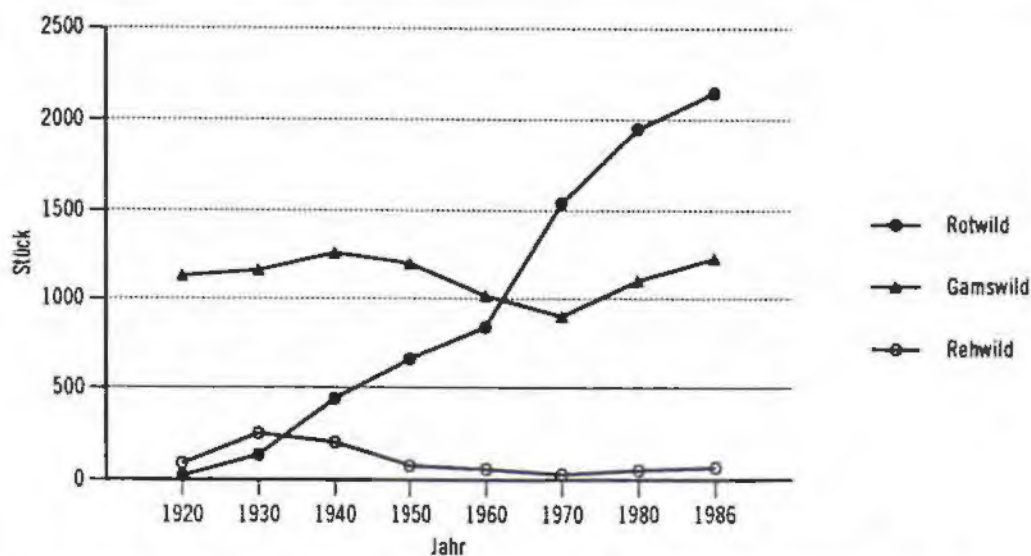
Aus § 50 des OÖ. Landesjagdgesetzes (1989) geht hervor, daß die im Abschlußplan für Schalenwild festgesetzten Abschlußzahlen weder unter- noch überschritten werden dürfen. Die Abschlußerfüllung ist mit einer Ausnahme in den Revieren der FVW Reichraming und Großraming besonders hoch. Aus der Abschlußerfüllung über einen längeren Zeitraum kann zumindest begrenzt darauf geschlossen werden, ob die Abschlußanträge realistisch waren oder nicht. Wenn über mehrere Jahre der Abschluß erfüllt werden konnte, setzt dies auch einen entsprechenden Wildstand voraus. Bei Unterschreitung der behördlich vorgeschriebenen Abschlußpläne über mehrere Jahre sollte im Interesse aller Beteiligten eine Anpassung zwischen SOLL- und IST- Werten herbeigeführt werden.

Wie im Rotwildkapitel gezeigt wurde, hat im letzten Untersuchungsjahr wiederum ein Nachlassen bei den Rotwildabschüssen eingesetzt. Dieses Nachlassen würde aber mit großer Sicherheit die bisher erreichten Reduktionsbemühungen wieder zunichte machen.

Auf Dauer werden aber Reduktionsbemühungen nur dann wirklich von Erfolg begleitet sein, wenn Maßnahmen **regional** gesetzt werden. Das heißt, es hat wenig Sinn, wenn in ÖBF Revieren reduziert wird, aber in angrenzenden Nachbarrevieren aufgehegt wird. Sowohl das OÖ. Jagdgesetz (§ 3, § 50) als auch das Österreichische Forstgesetz beinhalten eindeutige Leitlinien, nach denen sich die Schalenwildbewirtschaftung zu orientieren hat. Dazu kommt aber, daß man sich auch von forstlicher Seite her öfter vor Augen führen sollte, daß mit jedem forstlichem Eingriff, den man setzt, gleichzeitig der **Lebensraum** von Wildtieren beeinflußt wird (vgl. z.B. DONAUBAUER et al. 1990; GOSSOW und FISCHER 1986; GOSSOW und SCHMIDT 1991).

Ein Beispiel für die Schäden, die an Boden und Vegetation durch überhöhte Schalenwildbestände entstehen können, liefert der Schweizer Nationalpark. Die Entwicklung von Rot-, Reh- und Gamswildbeständen im Schweizer Nationalpark ist in Abb. 21 dargestellt. Während sich die Gams- und Rehpopulation auf einer bestimmten Höhe einpendelt, wächst der Rotwildbestand zunächst exponentiell. Ab dem Überschreiten von etwa 2000 Stück im Jahr 1973 scheint sich auch Rotwild auf dieser Höhe (± 200 Stück) zu "stabilisieren" (zit. nach RAESFELD und REULECKE 1988). Damit wird offensichtlich die gegenwärtige "ökologische Tragfähigkeit" voll ausgelastet (CAUGHLEY 1977, 1978, 1979; vgl. auch GOSSOW und DIEBERGER 1989).

Abb. 21: Großwildbestand im Schweizer Nationalpark von 1920 bis 1986 (nach Angaben von R. SCHLOETH) Rot- und Rehwild: Bestand im Sommer
Gamswild: ganzjähriger Bestand



Das Untersuchungsgebiet zählt zu den oberösterreichischen Rotwildkerngebieten. Eine **Nichtbejagung** der dort heimischen Schalenwildarten ist aus Rücksicht auf das gesamte Ökosystem heute **nicht vertretbar**. Durch den wegfallenden Bejagungsdruck würde man sog. Reservatseffekte erzielen, welche zu Schalenwild-, vor allem Rotwildkonzentrationen führen.

4.2. Gamswild

Die Gamspopulation im Untersuchungsgebiet zählt zu den Randvorkommen am Alpennordrand. Ohne entsprechende Gegenmaßnahmen besteht im Gebiet Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge die Tendenz, daß sich Gamswild zunehmend in Waldbereichen einstellt. Nicht zuletzt dürfte die Kahlschlagwirtschaft, durch die auch immer wieder Freiflächen geschaffen werden, für diese Entwicklung mitverantwortlich sein (z.B. HAMR 1984). Der Ausbreitung von Gamswild sollte im Sinne einer naturnahen Waldentwicklung entgegengewirkt werden. Als Weiser muß dabei in erster Linie die Verbißbelastung der Vegetation herangezogen werden.

SCHRÖDER hat 1977 für den Nationalpark Berchtesgaden empfohlen, den Gamsabschuß auf etwa der Hälfte des Nationalparkgebietes einzustellen. Er begründete dies damit, daß in den meisten Teilen des Verbreitungsgebietes die Regulation der Gamswildpopulation durch Konkurrenz und strenge Winter erfolgt. Den Abschuß sieht SCHRÖDER (1977) daher keineswegs als wesentlichen bestandesbegrenzenden Faktor. Diese Annahme konnte noch nicht bestätigt werden, da nach Angaben von THIELE (1987) jährlich trotzdem etwa 200 Gams in diesem Nationalpark erlegt werden.

Bedingt durch das Fehlen von natürlichen Feinden wird in den bewaldeten Teilen des Untersuchungsgebietes die Bestandesregulation von Gamswild durch den Menschen sehr wohl zu einem wichtigen bestandesbegrenzenden Faktor. Zumindest auf absehbare Zeit ist Gamswild - im Sinne einer naturnahen Waldentwicklung - weiterhin zu regulieren. Schalenwildregulierung als Managementmaßnahme eines Nationalparks kann jedoch nicht mit gängigen Hegevorstellungen in Einklang gebracht werden. Auf strenge Winter mit viel Fallwild wird besonders beim Gamswild sehr oft mit einer Herabsetzung des Abschusses reagiert. Der Ausgleich, den man damit für entsprechende Bestandesverluste herbeiführen will, läuft jedoch dabei den von Natur aus gegebenen Bestandesschwankungen zuwider. Gerade solche Phasen, in denen Schalenwildbestände eine Talsohle durchlaufen, können für das Aufkommen der Verjüngung im naturnahen Ökosystem von großer Bedeutung sein (REIMOSER 1987).

Bei Gamswild wurde der Abschluß seit 1950 von knapp unter 100 Stück auf über 300 Stück im Jahr 1990 gesteigert (Abb. 22). Einheimische Jäger bestätigen, daß damit bereits teilweise Gams aus Waldbereichen zurückgedrängt wurden. Daß die Bestandesverhältnisse trotzdem noch immer unterschätzt werden, wird im Gamskapitel dargelegt. Jährliche Sprünge von ca. 200 Stück, wie sie im Kurvenverlauf der Bestandesentwicklung für Gamswild aufscheinen, können als Hinweis dafür dienen, daß die Angaben immer wieder nach oben korrigiert werden mußten.

Auch für Gams wurde, wie bereits bei Rotwild beschrieben, eine Kartierung der angegebenen Wildstände in Bezug auf die Revierfläche vorgenommen (Daten von 1985 bis 1989). Dabei fällt wiederum der relativ hohe Anteil an Gams in reinen Waldrevieren auf. Auffällig an der Karte ist (Karte 7), daß die höchsten Gamswilddichten nicht in den eigentlichen Gamsrevieren entlang des Sengsengebirges bzw. des Reichraminger Hintergebirges, sondern in Mittelgebirgsrevieren angegeben wurden.

Die Abgänge im Verhältnis zum angegebenen Frühjahrswildstand weisen wiederum darauf hin, daß die Bestandesangaben unrealistisch sind. Führt man sich die Ausführungen über Zuwachs und Abgang aus dem Gamswildkapitel vor Augen, so wird verständlich, daß bei nahe alle Reviere viel zu niedrige Gamswildbestände angeben. Selbst wenn man starke Reduktionseingriffe unterstellen würde, müßten zumindest trendmäßig die gemeldeten Frühjahrskbestände zurückgehen. Abgänge von 40 bis 50 % vom angegebenen Bestand kann kein Gamsbestand über längere Zeit vertragen, eine Ausrottung wäre die Folge. Im Revier Vorder-Rettenbach werden z.B. über fünf Jahre durchschnittlich 51% vom gemeldeten Frühjahrskbestand an Gams erlegt bzw. gefunden. Der vorgeschriebene Abschluß wurde zu 100% erfüllt, nach den Meldungen bleibt der Bestand unverändert (Karte 7; siehe auch Karte 9).

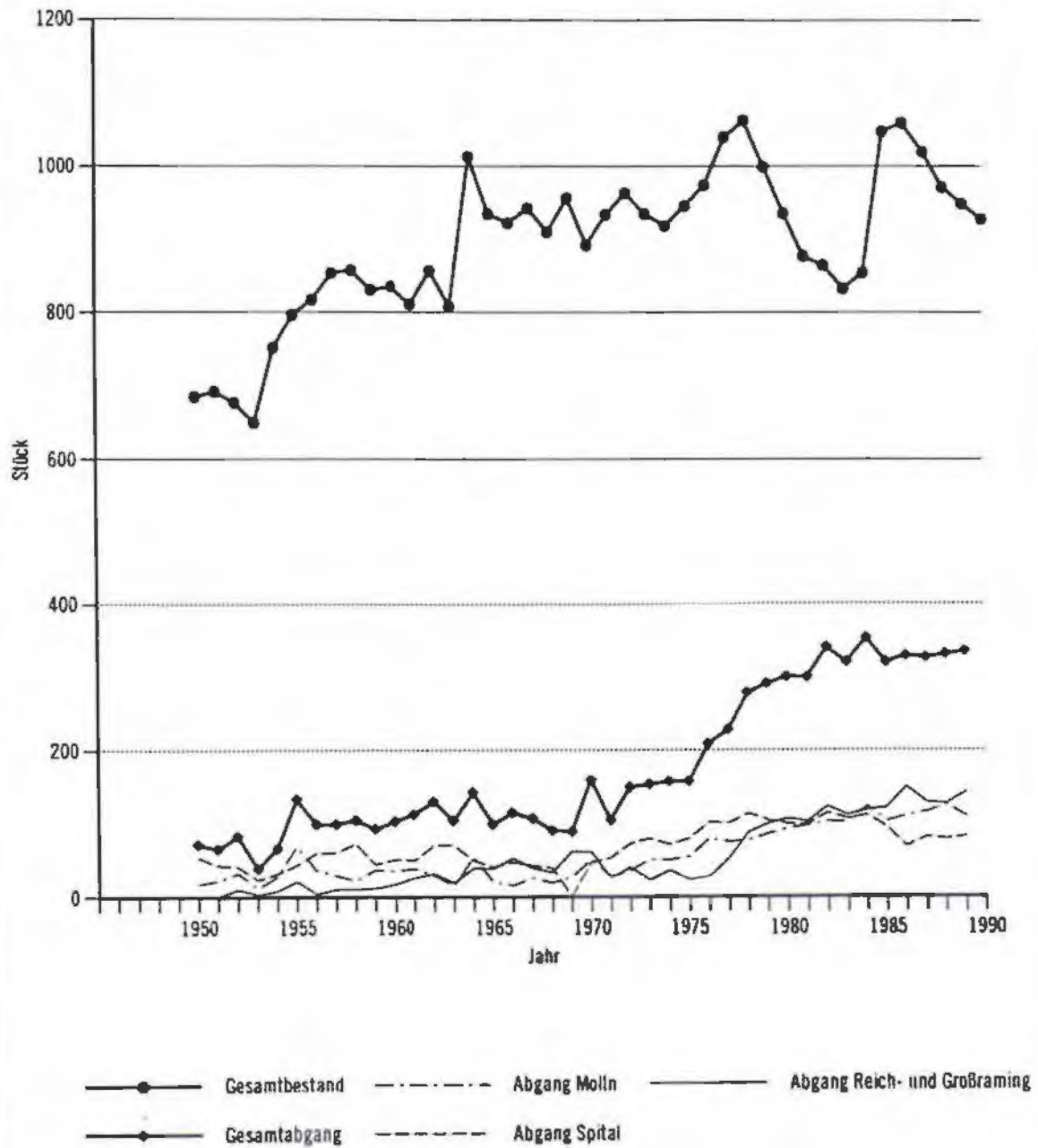


Abb. 22: Bestandes- und Streckenentwicklung von Gamswild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990 (Flächenveränderungen sind nicht berücksichtigt).

4.3. Rehwild

Ein weiterer wichtiger Schlüssel zu einer naturnahen Wald- und auch Wildbewirtschaftung liegt in der Bejagungsstrategie. Es hat z. B. wenig Sinn den Bejagungsdruck auf der gesamten Fläche zu erhöhen, wenn es gilt, nur örtlich begrenzt auftretende Wildschäden einzudämmen. Die Verteilung des Wildes wird nicht mit der Höhe des Gesamtabschusses gesteuert, sondern wichtig ist vielmehr die kleinräumige und saisonale Abschußzuteilung (WOTSCHIKOWSKY 1991). Um es mit den Worten der Wildbiologischen Gesellschaft München auszudrücken: "Löschen wo's brennt - nicht wo's gerade Wasser gibt!"

Besonders für das standortfestere Rehwild gilt, daß Reduktionseingriffe dort gesetzt werden müssen, wo sie entsprechend den Verjüngungsverhältnissen auch notwendig sind. Von 1950 bis 1990 verdreifachen sich in etwa die Bestandesmeldungen für Rehwild, der Abgang wurde in derselben Zeitspanne ca. auf das Sechsfache angehoben. Der stärkste Anstieg war zwischen 1980 und 1990 zu verzeichnen. Innerhalb dieser Zeitspanne wurde der Rehwildabschuß verdoppelt (Abb. 23). Die höchsten Rehwildabgänge in Bezug zum angegebenen Bestand werden in den Revieren Effertsbach und Kaixen gemeldet. Daß dadurch bereits eine Verbesserung der Verbißsituation erreicht wurde, ist aus den jährlichen Wildschadenserhebungen nicht ersichtlich. Regulierungskonzepte, wie sie im Zuge der Nationalparkplanung entwickelt und auch umgesetzt werden sollten, könnten Modellfunktion übernehmen.

Die Kartierung der gemeldeten Rehwildbestände in Bezug zur Revierfläche ergibt die höchsten Rehwilddichten im Grenzbereich der FVW Reichraming und Großraming (Karte 8). In diesem Zusammenhang scheint jedoch der Vergleich mit der Verteilung der Rehwildfütterungen wichtig. In den bearbeiteten Revieren der FVW Großraming scheint in Relation zur Revierfläche die höchste Anzahl an Rehfütterungen auf (Karte 9).

Die Fütterung von Rehwild im Nationalpark ist zu überdenken, da sie keineswegs für die Erhaltung der Art notwendig ist. Auch Gamswild wird im Untersuchungsgebiet nicht gefüttert. Von jagdlicher Seite wird immer wieder betont, daß die Fütterung des Gamswildes nicht erwünscht ist. Warum dann Rehwild im selben Lebensraum einer Zufütterung im Winter bedarf, ist nicht verständlich. In einem Nationalpark werden keine Hegeziele verfolgt, möglichst geringe menschliche Eingriffe und Selbstregulation, soweit möglich, werden angestrebt.

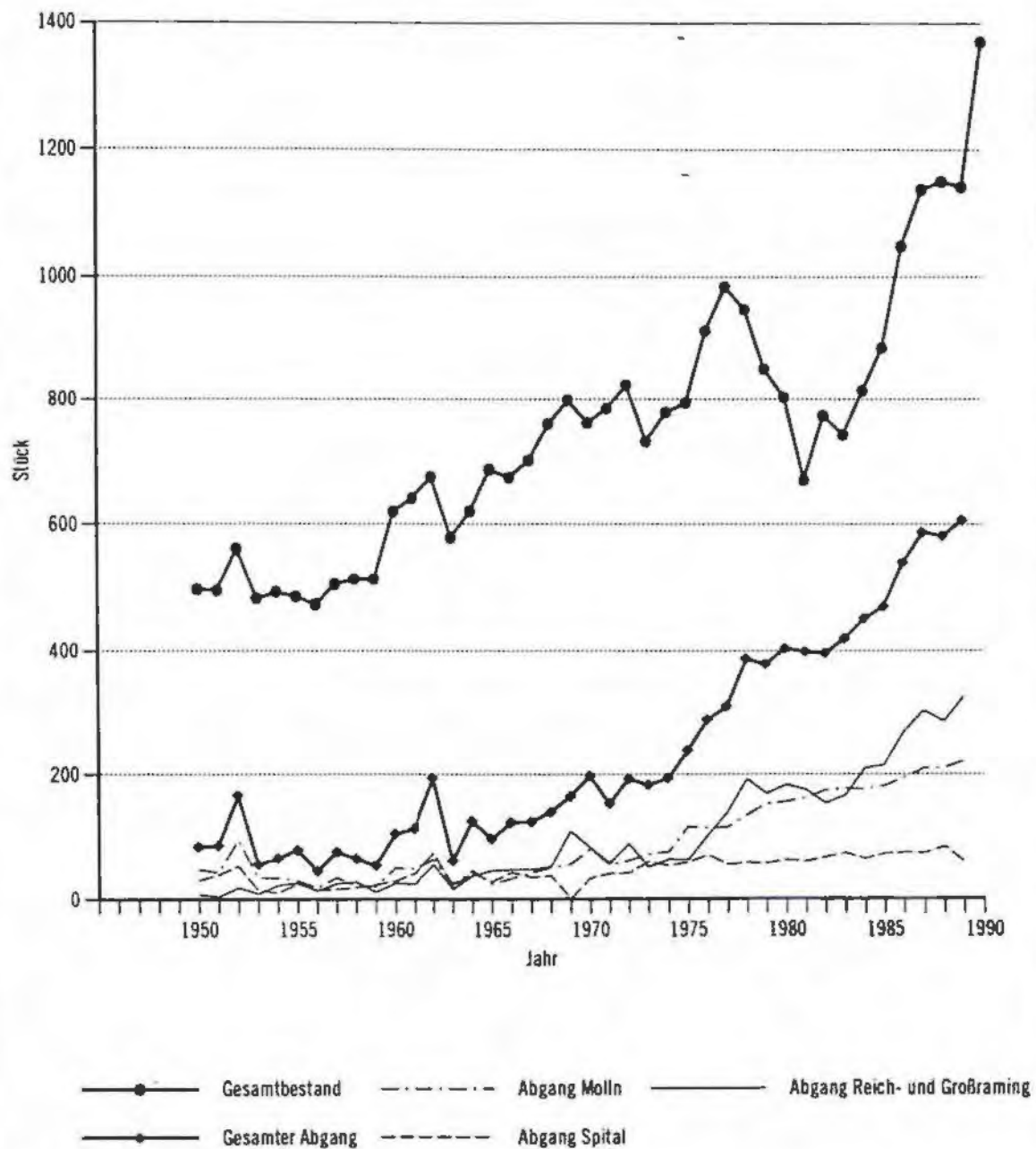


Abb. 23: Bestandes- und Streckenentwicklung von Rehwild im Untersuchungsgebiet von 1950 bis 1990 (Flächenveränderungen sind nicht berücksichtigt).

4.4. Verbißkontrollsystem

Zur Überprüfung der Einhaltung forstlicher Zielvorgaben scheint die Errichtung eines systematisch aufgebauten Kontrollsystems (z.B. Verbißkontrollzäune) die am besten geeignete Maßnahme. Nach REIMOSER (1991) läßt sich für die Errichtung eines Verbißkontrollnetzes etwa folgende, grobe Kostenrechnung erstellen:

Angenommen wird eine Waldfläche von 20.000 ha (Untersuchungsgebiet gesamt ca. 32.000 ha). Nach REIMOSER ist pro angefangenen 50 ha Waldfläche mindestens ein Kontrollzaun (6 x 6 m) und eine ungezäunte Vergleichsfläche zu errichten. Daraus ergibt sich ein Bedarf von 400 Kontrollzäunen. Die Kosten für eine Zaunerrichtung belaufen sich je nach Gelände und Transport zwischen öS 2.000,-- und öS 7.000,--. Bei 400 benötigten Zäunen errechnen sich daraus Kosten von öS 800.000,-- bis öS 1.400.000,--. Die Auswahl der Stichprobenpunkte sowie die Kontrolle der Probeflächen sind dabei nicht inkludiert. In Revieren mit Waldweide sind zusätzlich Weidekontrollzäune zu errichten (12 x 12 m).

Die ÖBF zählen zu jenen Forstbetrieben, welche auch schon in der Vergangenheit Wildschäden erhoben haben.

Die Wildschadensaufnahme, wie sie von den ÖBF aber bisher durchgeführt wurde, läßt nur Aussagen über das relative Schadensausmaß zu (z.B. Vergleich der frischen Schälsschäden in den einzelnen Aufnahmejahren). Eine tatsächliche Schadensfeststellung ergibt sich erst in Zusammenhang mit Flächenangaben bzw. IST-SOLL-Vergleichen. Dies setzt jedoch definitive Bestockungsziele voraus. Viel wichtiger als die Zahl der verbissenen bzw. geschälten Bäume ist der Anteil an Bäumen, die für das Erreichen eines gesunden, gemischten Endbestandes vonnöten sind (REIMOSER 1984). FELLINGER (1991) hat in Revieren der FV Fuschl der ÖBF Verbißauswertungen in dieser Richtung angestellt, wobei die wenig naturnahen Zielvorgaben die Schadensrelevanz des teils erheblichen Verbisses eher reduzierten als unterstrichen. Und BESOLD (1991) hat auf HESPA-Verjüngungsflächen demonstriert, wie Baumarten mit dienender Funktion in Zusammenhang mit Fütterungsauffassung und Reduktionsdruck (Reh) auch Mischbaum-Status annehmen konnten.

Dazu kommt, daß die jährlichen Zuwachsverluste und die angegebene Baumartenentmischung in ha von den zugrundegelegten Maßstäben bzw. vom Schätzvermögen der verschiedenen mit der Aufnahme betrauten Personen abhängt. Da die jährliche Wildschadensaufnahme (durch okulare subjektive Beurteilung der einzelnen Verjüngungsflächen) mit erheblichem Zeit- und Arbeitseinsatz verbunden ist, wären Effizienz und Aussagekraft des bisherigen Vorgehens zu überdenken.

Dem Vernehmen nach liegt jetzt ein Konzept für die "Jungwuchszustandserhebung" bei den ÖBF in vorläufiger Fassung (Mai 1992) vor (GOSSOW mündl. 1992), um mit einem einheitlichen Verfahren eine objektive Beurteilung des Jungwuchszustandes sowie dessen Entwicklungstendenz zu ermöglichen.

In Karte 10 ist die Summe der Abschüsse aller Schalenwildarten auf Abteilungsebene kartiert. Daraus ist zumindest für die Zeitspanne von 1984 bis 1990 zu erkennen, wie sich der Bejagungsdruck auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes verteilt. Es kann von der Höhe der Abschüsse pro Abteilung zwar nur bedingt auf den Jagddruck in einem Revier geschlossen werden. Die Art der Bejagung (zeitliche und räumliche Eingriffe) spielt dabei eine große Rolle. Geht man dennoch von den Gesamtabschüssen aus, so dürfte in den Revieren Effertsbach sowie Vorder- und Hinter-Rettenbach der Jagddruck in der untersuchten Periode am höchsten gewesen sein.

Im Hinblick auf die geplante Kernzone und auf das angestrebte Ziel, möglichst geringe menschliche Eingriffe zu setzen, sollte die Abschußentwicklung im Revier Hintergebirge beachtet werden. Im Vergleich zu den anderen Revieren war der Jagddruck bzw. die Höhe der Abschüsse in Bezug auf die Revierfläche gering. Daraus kann, wenn auch mit Vorsicht, geschlossen werden, daß bereits in der Vergangenheit zumindest teilweise eine Art von "Selbstregulierung" stattgefunden haben dürfte. Besonders beim Rehwild fällt auf, daß auch bisher auf relativ großen Revierteilen diese Wildart nicht bejagt wurde. Dies sollte bei der Planung von zukünftigen Maßnahmen berücksichtigt werden.

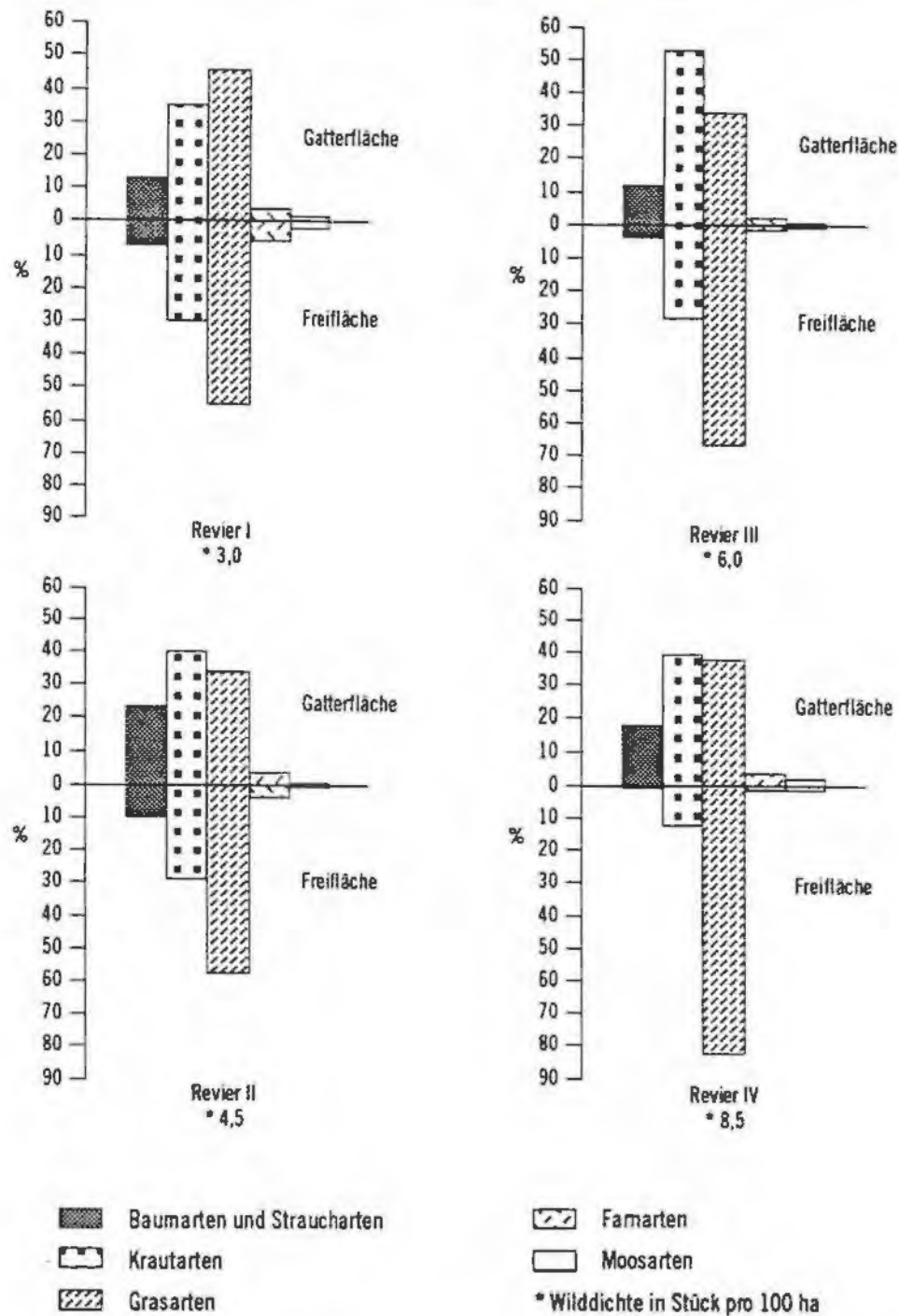


Abb. 24: Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte. Es wird der prozentuelle Flächenanteil der Baum- und Strauch-, Kraut-, Gras-, Farn- und Moosarten in Abhängigkeit von der geschätzten Wilddichte dargestellt (nach KRAUS 1987, modifiziert).

5. Geschichtlicher Rückblick

Der Ostteil des geplanten Nationalparks Kalkalpen fällt mitten in eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete der Ostalpen. Der Grund für die Erhaltung dieser Waldfläche bis in die Gegenwart liegt in erster Linie aber darin, daß der Holzreichtum der Region seit jeher von großer Bedeutung war. Daraus wird aber auch ersichtlich, daß es trotz der landschaftlichen Reize im gesamten Untersuchungsgebiet kaum eine vom Menschen unberührte Waldfläche gibt (vgl. WOLKINGER 1984). Die forstliche Nutzung des Gebietes geht bis in das Spätmittelalter zurück. Ein kurzer geschichtlicher Abriß soll die Bedeutung der Wald- und Wildbewirtschaftung für die Region wiedergeben. Die folgenden Ausführungen sind im wesentlichen dem Buch "Forstgeschichte Oberösterreichs" von Engelbert Josef KOLLER (1975) entnommen.

Herrschaft Steyr

Ende des 10. Jahrhunderts ist im Gebiet der Grafen von Wels-Lambach die "Stirapurhc" (Steyrburg) am Zusammenfluß der Enns und Steyr erstmals genannt. Zur Burg Steyr gehörte die größte Herrschaft des Landes, die schon im 14. Jahrhundert 16 Ämter umfaßte (u.a. Großraming, Molln, Ramsau). Im Jahr 1666 wurde die Herrschaft von Graf Johann Maximilian Lamberg gekauft, dabei hat sich der Landesfürst für immerwährende Zeit die Waldnutzung (für das Eisenwesen) vorbehalten.

Urkunden, die nach KOLLER auf das 14. Jh. zurückdatiert wurden, weisen bereits zu jener Zeit auf den Einsatz von Jagd- und Waldaufsehern hin. Welche Bedeutung der Jagd schon in früheren Jahrhunderten beigemessen wurde, lassen die Angaben zur Winterfütterung am Damberg in der Nähe von Steyr erkennen. Jährlich mußten 570 Untertanen Robot zur Gewinnung und Aufbewahrung von Wildheu leisten. Wer Hirschstangen fand, mußte sie dem zuständigen Förster bringen. Forsthuben zu Ramming, Ramsau und Molln sind vermerkt. Daß bereits vor 1848 außerordentlich hohe Wilddichten vorherrschten, bezeugen Wildstandsangaben aus dem Fürst Lamberg'schen Jagdrevier (Tab. 12). Im Februar 1871 sind außerordentliche Schältschäden im Gedenkbuch des k.k. Forstwirtschaftsbezirkes Weyer vermerkt.

Tab. 12: Wildbestands- und Streckenangaben aus Fürst Lamberg'schen Revieren (Steyr in Oberösterreich) um die Mitte des vorigen Jahrhunderts.

vor 1848		nach 1848	
Jagdgebiet 143866 ha		Jagdgebiet 57546 ha	
71933 ha Wald und 11509 ha Hochalm		46037 ha Wald und 11509 ha Hochalm	
eingeteilt in 30 Reviere		eingeteilt in 23 Reviere	
Wildstand (in Stück)	Jahresabschuß (in Stück)		Wildstand (in Stück)
	80	Hirsche	10
	45	Tiere	11
	25	Kälber	3
10000	150	Rotwild	24
6,9/ 100 ha		Rotwild	1,7/ 100 ha
50	-	Dammwild	-
3000	50	Gemsen	34
2000	200	Rehe	7
80 *	15	Auerwild	9
120 *	30	Birkwild	9
-	300	Füchse	35
	3300	Sonstige	410
	4000	Summe	550

In der Waldordnung von 1673 der Herrschaft Steyr ist erwähnt, daß der Forst überschlägert sei, der Eintrieb von Geißen in Herrschaftswaldungen wird verboten. Vor allem für die Erzeugung von Holzkohle zur Eisenverhüttung wurden enorme Holzmengen verbraucht. Ein einziges der über 40 Hammerwerke hatte einen jährlichen Bedarf von 12.000 bis 15.000 hl Holzkohle, wofür man etwa 2.000 fm Holz brauchte. Durch geringe Einnahmen und wenig Interesse an der Walderhaltung verschlechterte sich der Zustand der Wälder. Nach dem Übergehen zur Mineralkohle ergab sich die Notwendigkeit zur Nachzucht von Nadelholz, da Buchenholz nur geringen Ertrag bringt. 1807 wurde Waldsaat und Pflanzung von Fichten

empfohlen, in denen im Stangenalter schon Rotfäule auftrat. Tannensämlinge wurden zunehmend verbissen, ebenso Eibensämlinge.

Die Holzbringung erfolgte hauptsächlich durch Trift oder Flößerei. Ratsprotokolle weisen darauf hin, daß z.B. auf der Krummen Steyrling bereits seit 1593 Holz geschwemmt wurde. Am Großen Ramingbach wurden 17 Holzkastenklausen errichtet, 1910 hat man im Bereich der FVW Reichraming noch 23.000 fm Holz getriftet. Der Reichramingbach und die Krumme Steyrling gehörten zu den Tälern, die triftmäßig am längsten und besten erschlossen waren.

6. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Raum Sengsengebirge - Reichraminger Hintergebirge in den Oberösterreichischen Kalkalpen ist die Errichtung eines Nationalparks geplant. Das bearbeitete Gebiet ist zur Gänze im Besitz der Österreichischen Bundesforste. Die vorliegende Arbeit überprüft im wesentlichen die Schalenwildabschußstatistik der Österreichischen Bundesforste. Dabei werden 23 Reviere aus vier Forstverwaltungen zusammengefaßt (Fläche 32.000 ha). Auf der Basis verschiedener Rückrechnungsverfahren stellt sich heraus, daß die Bestände aller drei vorkommenden Schalenwildarten (Rot-, Reh- und Gamswild) um ca. 50 % höher sein müßten als angegeben. Detaillierte Strecken- und Bestandesanalysen werden für den Zeitraum von 1980 bis 1990 durchgeführt.

Für **Rotwild** wird errechnet, daß entgegen der Annahme von Forst- und Jagdpersonal keine Bestandesreduktion im Untersuchungszeitraum stattgefunden haben dürfte. Verringert wurde lediglich die Zahl des weiblichen Wildes. Durch den zurückhaltenden Abschluß von Hirschen konnte das Geschlechterverhältnis auf 1:1 angeglichen werden. Die Population dürfte eine starke Mittelklasse aufweisen, ältere Stücke fehlen weitgehend. Das Geschlechterverhältnis der Nachwuchsrate ist zugunsten des weiblichen Rotwildes verschoben. Beim Vergleich der Gewichte von Schmaltieren und Kälbern mit der errechneten Bestandesentwicklung des weiblichen Rotwildes treten deutliche Zusammenhänge auf. Die Summe der angegebenen Rotwildbestände an den Winterfütterungen beträgt nur etwa die Hälfte des errechneten Bestandes.

Im Untersuchungsgebiet ist ein ausgesprochen hoher Waldgamsanteil vorhanden. Gut ein Drittel der **Gams** werden in reinen Waldbereichen erlegt. Bei den Gamsböcken wird von jagdlicher Seite zu stark in die Mittelklasse eingegriffen. Unter Einbeziehung von felsdurchsetzten Waldbereichen kann maximal die Hälfte des Untersuchungsgebietes als ökologisch noch geeigneter Gamswildlebensraum ausgeschieden werden.

Für den **Rehbestand** ergibt sich sowohl aus der Rückrechnung als auch aus den Bestandesmeldungen eine starke Zunahme von 1980 bis 1990. Der Rehabschuß wurde im selben Zeitraum stark angehoben. In Bezug zum gemeldeten bzw. errechneten Bestand wurde der Abgang jedoch nicht erhöht.

Der **Regulierung** des Schalenwildes muß auch im geplanten Nationalpark entsprechende Bedeutung beigemessen werden. Eine Nichtbejagung der vorkommenden Schalenwildarten ist aus Rücksicht auf das gesamte Ökosystem zumindest mittelfristig nicht vertretbar.

VII. Literaturverzeichnis

- ALBON, S. D., T. H. CLUTTON BROCK & R. LANGVATIN (1992): Cohort variation in reproduction and survival: Implications for population demography. In: R. D. BROWN (Hrsg.). *The Biology of Deer*. Springer Verl. 15-21.
- ALBLINGEN BE, von H. B. (1983): Zur jaglichen Beeinflussung und zur Altersstruktur von Gemspopulationen im Berner Oberland. Inauguraldiss. Willy Dürrenmatt AG, Bern, 164 S.
- ANDERSEN, N. J. (1953): Analyses of a Danish Roe-deer population. *Danish Revue of Game Biology*. 2: 121-155.
- BESOLD, A. (1991): Rehwildbewirtschaftung ohne Winterfütterung in einem Bergrevier. Fallbeispiel Hinterberg - Saualpe. Dipl.A. Inst. f. Wildbiologie u. Jagdwirtschaft. Univ. f. Bodenkultur, 64 S.
- BIBELRIETHER, H. (1985): Zur Vereinbarkeit von natürlicher Entwicklung und wirtschaftlicher Nutzung in Nationalparks. *Jb f. Natursch. und Landschaftspfl.* 37: 24 -30.
- BRAUN, B. (1990): Fazit und Ausblick aus der Sicht des Fremdenverkehrs. Referat im Rahmen der Studententagung der Politischen Akademie: Nationalpark - Tourismus - Wirtschaft. 18./19. Mai, Hollersbach, 5 S.
- CAUGHLEY, G. (1977): *Analysis of Vertebrate Population*. (Wiley), 234 S.
- CAUGHLEY, G. (1978): Wildlife management and the dynamics of ungulate populations. *Appl. Biol.*: 183-246.
- CAUGHLEY, G. (1979): What is the thing called carrying capacity? In: BOYCE and HAYDEN-WING (Hsg.) *North American Elk: Ecology, Behavioural and Management*. Univ. Wyoming, 2-8.
- DER OÖ. JÄGER (1984): Der Jagdbezirk Kirchdorf stellt sich vor. Nr. 24. 11. Jg.: 5-10.
- DER OÖ. JÄGER (1986): Der Jagdbezirk Steyr stellt sich vor. Nr. 32. 13. Jg.: 3-7.

- DER OÖ. JÄGER (1987): Neue OÖ. Richtlinien für den Abschluß von Schalenwild. Nr. 35. 14. Jg.: 17-20.
- DER OÖ. JÄGER (1990): Neue Richtlinien für den Abschluß von Schalenwild. Nr. 47. 17. Jg.: 25-28.
- DONAUBAUER, E. (1989): Einfluß des Wildes auf die Waldvegetation - Erhebungsmethoden für regionale Beurteilungen: Methoden und deren Aussagekapazität. Vortrag. IUFRO Arbeitstagung, Salzburg, 12 S.
- DONAUBAUER, E., H. GOSSOW und F. REIMOSER (1990): "Natürliche" Wilddichten oder forstliche Unverträglichkeitsprüfung für Wildschäden. ÖFZ 6: 6-9.
- DRECHSLER, H. (1988): Altersentwicklung und Ansprache beim Rotwild. Parey. Hamburg und Berlin, 133 S.
- ELLENBERG, H. (1975): Neue Ergebnisse der Reh-Ökologie: Zählbarkeit, Wachstum, Vermehrung. AFZ 30. Jg: 1113-1118.
- ELLENBERG, H. (1984): Rehwild und Umwelt. In: Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Rehwild - Biologie und Hege. Arbeitstagung am 10. - 12. März 1984 im Nationalpark Bayerischer Wald, 3-28.
- ENNEMOSER, E. (1983). Unser Rotwild. 10 Jahre Rotwildhegegemeinschaft "Gurgltal - Mieminger Plateau". Schlüsselverl. J. S. Moser Ges. m. b. H, Innsbruck.
- FELLINGER, S. (1991): Waldverjüngung und Wildverbiß. Methodische Fallstudie zur objektiven Beurteilung des Wildverbisses und seiner Einordnung als Wildschaden. Diss. Inst. f. Wildbiologie u. Jagdwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur, 179 S.
- FUSCHLBERGER, H. (1939): Das Gamsbuch. Naturgeschichte, Hege und Jagd des Gams und etwas von seiner Umwelt. F. C. Mayer Verlag, München.
- GEORGII, B., W. SCHRÖDER und R. L. SCHREIBER (1984): Skilanglauf und Wildtiere. Konflikte und Lösungsmöglichkeiten. Schriftenreihe ökologisch orientierter Tourismus. Bd. 1. Frankfurt: Pro Natur GmbH., 48 S.
- GEORGII, B., W. SCHRÖDER und C. KNAB (1988). Gamslebensraum in Bayern. Wildbiolog. Ges. München e. V., 34 S.

- GOSSOW, H. (1976): Wildökologie. Begriffe - Methoden - Ergebnisse - Konsequenzen. BLV München, 213 S.
- GOSSOW, H. (1980): Welche jagdwirtschaftlich-hegerischen Folgerungen legen Populationsdynamik und Verhaltensökologie beim Rotwild nahe? In: Wald und Wild. Tagungsber. Vet.med. Univ. e. V. Wien, 332 S.
- GOSSOW, H. (1984): Hegeplanung vor neuen Aufgaben. Taugen unsere Hegerichtlinien auch als Reduktionsrichtlinien? Die Pirsch 17: 122 -1223.
- GOSSOW, H. und A. FISCHER (1986): Alpine Rotwild-Vorkommen im Konflikt mit verschiedenen Landnutzungs-Interessen. CIC Symposium Graz, 307-319.
- GOSSOW, H. und J. DIEBERGER (1989): Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich der Sonderschutzgebiete des Nationalparkes Hohe Tauern (Salzburger Teil). e.V., 401 S.
- GOSSOW, H. und K. SCHMIDT (1991): Möglichkeiten und Voraussetzungen einer auf Wald, Weide und Wanderbetrieb abgestimmten Schalenwildbehandlung im Bereich Schöttl (und angrenzender Täler). IWJ März 1991, 29 S.
- HALLER, H. und U. BREITENMOSER (1986): Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses. Z. Säugetierk. 51: 282-311.
- HAMR, J. (1984): Home range sizes and determinant factors in habitat use and activity of the chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) in Northern Tyrol, Austria. Dissertation Leopold-Franzens Universität. Innsbruck, 179 S.
- HESPELER, B. (1989): Rehwild heute. Lebensraum, Jagd und Hege. BLV München, 182 S.
- IUCN (1990): Die IUCN-Kriterien der "1985 United Nations list of National Parks and protected areas" - offizielle Übersetzung. Alliance for nature, BM f. Umwelt, Jugend und Familie, 19 S.
- JELINEK, R. (1989a.): Hege und Bewirtschaftung des Rehwildes in der Kulturlandschaft. Leopold Stocker Verlag. Graz - Stuttgart, 144 S.
- JELINEK, R. (1989b.). Hege und Bejagung des Gamswildes. Jagd in Tirol. Jg. 41: 16-20.

- JUNK, R. (1980): Wieviel Touristen pro Hektar Strand? GEO, Heft 10: 154 - 156.
- KOLLER, E. J. (1975): Forstgeschichte Oberösterreichs, Oberösterr. Landesverl.
- KRAUS, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte. Z. Jagdwiss. 33: 42-59.
- KRIPPENDORF, J. (1975): Die Landschaftsfresser. Tourismus und Erholungslandschaft - Verderben oder Segen? Bern, Stuttgart.
- KRÖNING, und VORREYER, (1957): zit. nach GOSSOW, H. (1976): Wildökologie. Begriffe - Methoden - Ergebnisse - Konsequenzen. BLV München, 213 S.
- KURT, F. (1991): Das Reh in der Kulturlandschaft. Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. Parey. Hamburg und Berlin, 284 S.
- MOSE, I. (1989): Sanfter Tourismus - Alternative der Tourismusentwicklung. In: Sanfter Tourismus - Theorie und Praxis - Markierungen für die weitere Diskussion. Fachbeiträge des Österr. Alpenvereines, Alpine Raumordnung Nr. 3: 9-23.
- ONDERSCHEKA, K. (1991): Wildtierernährung - Wildschaden. Der OÖ. Jäger. 50, Jg. 18: 18-26.
- PESENDORFER, W. und H. RECHBERGER (1989). Das oberösterreichische Jagdrecht. Amt der o.ö. Landesregierung.
- RAESFELD, F. und K. REULECKE (1988): Das Rotwild. Hamburg und Berlin: Verl.Parey, 416 S.
- REIMOSER, F. (1984): Wildgerechte Waldwirtschaft - waldgerechte Wildbewirtschaftung. Österr. Weidwerk 4: 43-46.
- REIMOSER, F. (1987): Zur Gefährdung mitteleuropäischer Urwald- und Naturwaldreservate durch Schalenwild und Weidevieh - Konfliktsituation und Lösungsmöglichkeiten. In: H. MAYER et al. (Hsg.) Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Wien, 950-970.
- REIMOSER, F. (1988a.): Forstliche Beiträge zur Vermeidung von Wildschäden. Intern. Holzmarkt 19, Jg. 79: 1-6.

- REIMOSER, F. (1988b.): Weniger Wildschäden durch Ruhezeiten? Österr. Forstz. 1: 24-25.
- REIMOSER, F. (1990): Wald und Wild - Zwischenbilanz. Österr. Weidwerk 7: 16-18.
- REIMOSER, F. (1991): Verbiß-Kontrollgatter. Österr. Weidwerk 6: 19-45.
- REISETBAUER, H. (1984): Rehwildbewirtschaftung in Oberösterreich, 119-125. In: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Rehwild - Biologie und Hege. Arbeitstagung am 10. - 12. März 1984 im Nationalpark Bayerischer Wald.
- REITERER, F. (1991). Erhebung sensibler Lebensräume und Erfassung jagdlicher Basisinformationen. In: Verein Nationalpark Kalkalpen. Jahresberichte 1991. Fachbereich Biologie, 30 S.
- RIEDELBERGER, P. (1991): Abschlußplanung und Rehwildjagd. Der OÖ. Jäger Nr. 49, 18. Jg.: 24-28.
- SCHADAUER, K. (1987): Forstschäden durch Rotwild - ihre Beziehung zu Raumnutzung und Habitateigenschaften des Schöttlgrabens, Dipl.Arb. Inst.f.Pflanzenschutz, BOKU Wien, 110 S + Anhang.
- SCHMIDT, K. (1990): Zur Winterökologie Ostalpiner Rotwildrudel (*Cervus elaphus*). Diss. Inst.f.Wildbiologie und Jagdwirtschaft, BOKU, und Inst.f.Zoologie, Univ.Wien.
- SCHMIDT, K. und H. GOSSOW (1991): "Steinhirsche". Beiträge zur Winterökologie und zur Fütterungsfrage des Rotwildes in den Ostalpen Österreichs. Endbericht Schöttl-Forsch.proj. BOKU-Berichte zur Wildforschung. Wildbewirtschaftg. 2, Wien, 67 S.
- SCHRÖDER, W. (1971): Untersuchungen zur Ökologie des Gamswildes (*Rupicapra rupicapra* L.) in einem Vorkommen der Alpen. Teil I und II. Z. Jagdwiss. 17: 113-168 und 197-235.
- SCHRÖDER, W. (1974): Ökologische Grundlagen der Jagd auf Gamswild: 211 - 225. In: 1. Internationales Gamswildtreffen. Tagungsbericht. München: Inst. für Wildforschung und Jagdkunde.
- SCHRÖDER, W. (1976): Habil.schrift (Univ. München) über Vermehrungsleistung und Populationsentwicklung des Rotwildes im Harz, samt Modellsimulationen. Zit. n. GOSSOW, H. (1980): In: Wald und Wild. Tagungsber. Vet.med. Univ. e. V. Wien, 332 S.

- SCHRÖDER, W. (1977): Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich des Nationalparks Berchtesgaden. Forstl. Forschungsanst. München, 67 S.
- SCHRÖDER, W. (1985): Schalenwild füttern? Beilage zu Wildtiere 4/ 1985. Wildbiolog. Ges. München e. V., 4 S.
- SCHWAB, P. (1980): Umweltgerechte Schalenwildregulierung, Voraussetzung standortgerechter Walderhaltung, 235-282. In: Wald und Wild. Tagungsber. Vet. med. Univ. e. V. Wien, 332 S.
- SCHWAB, P. (1988): Forschungsprojekt Achenkirch. Österr. Weidwerk 12: 12-20.
- SCHWAB, P., H. RINNER und L. MESSNER (1989): Praktische Beispiele naturnaher Gamswildbejagung. Jagd in Tirol Jg. 41.: 9-13.
- SPERBER, G. (1975): Einfluß der Altersstruktur und Mischungsform von Wäldern auf Bestand und Bejagbarkeit des Rehwildes. AFZ 30. Jg.: 1119-1122.
- STRANDGAARD, H. (1972): The Roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. Danish Rev. Game Biol. 7: 1-205.
- THIELE, K. (1987): Jagd- oder Wildregulierung in Nationalparks. In: Probleme der Jagd in Schutzgebieten. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 40: 76-85.
- WAGENKNECHT, E. (1976): Rehwildhege mit der Büchse. Verl. J. Neumann-Neudamm. Melsungen, Berlin, Basel, Wien, 208 S.
- WEIDENBACH, P. (1990): Erfahrungen mit dem Forstlichen Gutachten in Baden-Württemberg. AFZ 4: 86-90.
- WILDBIOLOGISCHE GESELLSCHAFT MÜNCHEN (1988): Gibt es mehr Wildkälber als Hirschkalber? Der Anblick 4: 134-136.
- WOLKINGER, F. (1984): Zusammenfassung der ökologischen Teilgutachten Reichraminger Hintergebirge. Inst. f. Umweltwiss. und Naturschutz d. Österr. Akad. d. Wiss. Graz, 35 S.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (1991): Rotwildkonzentrationen - Ursachen und Lösungen. Mitt. aus der Wildforschung. WGM e. V., Nr. 112: 1-4.

- ZEILER, H., M. PRELEUTHNER, M. GRINNER und H. GOSSOW (1990): Zur Bewirtschaftung und Regulierung des Schalenwildes im Hegering Fusch. Gutachtliche Stellungnahme und Empfehlungen. Inst. f. Wildbiologie u. Jagdwirtschaft, e. V. 132 S.
- ZEINWETTER, S. (1988): Abschluß bei Rot- und Gamswild - Richtlinie und Realität. Der OÖ: Jäger. Nr. 37. 15. Jg.: 9-11.