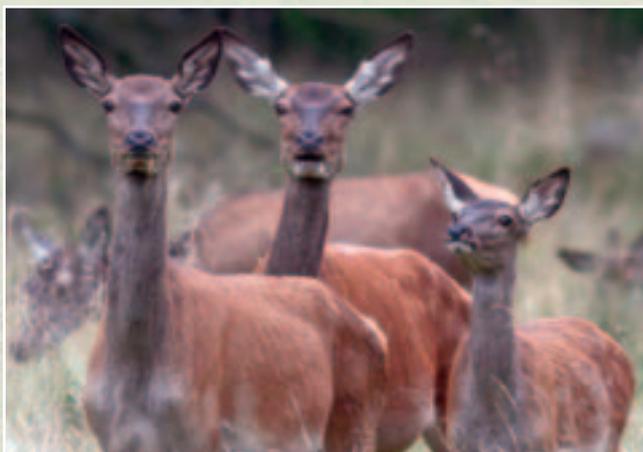




Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein

Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche
Untersuchungen eines Waldlebensraumes
zwischen 1986 und 2003



HESSEN



Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein

Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche
Untersuchungen eines Waldlebensraumes
zwischen 1986 und 2003

Olaf Simon

Wolfgang Goebel

Michael Petrak

Impressum

Herausgeber


HESSEN Hessisches Ministerium
 für Umwelt, Energie, Landwirtschaft
 und Verbraucherschutz
 Mainzer Straße 80
 65189 Wiesbaden

Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung

Band 44: Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet
 Kranichstein
 Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche
 Untersuchungen eines Waldlebensraumes
 zwischen 1986 und 2003

Gefördert aus Mitteln der Jagdabgabe
 des Landes Hessen

Verfasser

Olaf Simon
 Institut für Tierökologie und Naturbildung
 Altes Forsthaus
 Hauptstraße 30
 35321 Gonterskirchen

Dr. Wolfgang Goebel
 ecoplan
 Quellenweg 14
 69118 Heidelberg

Dr. Michael Petrak
 Landesbetrieb Wald und Holz NRW
 Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung
 Pützchens Chaussee 228
 53229 Bonn

Layout, Satz und Umschlaggestaltung

Rudolf Horn, Linden

Zitiervorschlag

Simon, O.; Goebel, W. & Petrak, M. (2011): Lebensraum-
 gutachten Wildschutzgebiet Kranichstein, Teil 2: Wild-
 biologisch-vegetationskundliche Untersuchungen eines
 Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. Mitteilungen
 der Hessischen Landesforstverwaltung 44/II: 1-220.

Wiesbaden, Mai 2011

ISBN 978-3-89274-276-0

Bildnachweis

(Bei mehreren Bildern pro Seite sind die Bilder in
 Leserichtung alphabetisch zugeordnet)

Günter Gillen (Kartographie): 20, 35 (a), 37, 45 (b), 148 (c)

Marko König: 28 (a-c), 30 (a), 31 (b), 34 (b), 38 (a-d),
 40 (a+b+d), 42 (a-c), 46 (b+c), 54, 55, 56 (a), 61, 62, 63,
 77 (a+b), 78, 80, 83 (a), 84, 85 (c+d), 88 (c+d), 90, 91 (c+d),
 94 (a), 95 (c+d), 100 (c+d), 103, 105 (b-d), 107 (a),
 111 (a+b), 112 (b), 113 (c), 114, 117 (c), 118 (b+e), 122 (a),
 123 (a), 128, 129 (c+d), 130, 140 (a), 145 (b), 148 (b), 150,
 153 (a+b), 155, 156 (b), 158 (a+b), 160, 164, 167 (a+b),
 174 (b), 176 (a+b), 179 (a+c), 180, 181, 182, 183, 185 (a-c),
 186 (a), 187, 193, 195

Anita Lang: 20, 56 (b), 133, 153 (c+d)

Johannes Lang: 22, 32, 46 (a+d), 59 (b), 64, 65 (a), 140 (c),
 143 (a), 156 (d), 186 (b)

Museum Jagdschloss Kranichstein, Stiftung Hessischer
 Jägerhof: 14 (a+b), 15 (a+b), 16 (a+b), 17, 203

Frank Raimer: 151, 177 (a), 194

Klaus Roth: 70

Adolf Schilling: 47, 190, 191 (b), 192 (a)

Olaf Simon: 9 (a+b), 10 (a-d), 13, 23 (a-f), 25 (a-e), 27 (a-d),
 30 (b), 31 (a), 33 (a+b), 34 (a+c), 35 (b), 39 (a+b), 40 (c),
 41 (a-d), 44, 45 (a), 65 (b), 67, 72 (a+b), 73, 74, 75 (a+b),
 82 (a-c), 83 (b+c), 85 (a+b), 88 (a+b), 89, 91 (a+b), 94 (b),
 95 (a+b+e), 97, 98, 99 (a+b), 100 (a+b), 102, 105 (a),
 107 (b), 110 (a+b), 112 (a), 113 (a+b), 117 (a+b), 118
 (a+c+d), 122 (b-d), 123 (b-d), 126 (a-d), 127, (a+b),
 129 (a+b), 131 (a+b), 134 (a+b), 135 (a-c), 136 (a+b), 137,
 138, 139 (a+b), 140 (b+d), 142, 143 (b), 145 (a), 147,
 148 (a), 152, 156 (a+c), 159, 162, 169 (a+b), 170 (a+b),
 171 (a+b), 172 (a-c), 174 (a), 175 (a-c), 177 (b-e), 179 (b),
 188, 191 (a), 192 (b)

Hans von de Braak: 59 (a), 186 (c), 189

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Zum Geleit	7
1 Einleitung	9
2 Das Wildschutzgebiet Kranichstein – von der höfischen Jagd zum Forschungsgebiet	13
3 Methodik und Vorgehensweise	20
3.1 Einrichtung und Aufnahme von Weiserflächen	20
3.1.1 Weiserflächen im Wald	21
3.1.2 Weiserflächen auf Sturmwurfflächen	22
3.1.3 Weiserflächen auf Wiesen	26
3.2 Transektaufnahmen zum Wildverbiss	27
3.3 Transektaufnahmen zur Rindenschälung	29
3.4 Ergänzende Untersuchungen zu Baummast, Baumverjüngung und Wildverbiss	30
3.5 Forstliche Maßnahmen als Bereicherung des Äsungsangebotes	32
3.6 Verhaltensbeobachtungen des Schalenwildes und Datenanalyse der Wildtagebücher	32
4 Ergebnisse	35
4.1 Standortlich-ökologische Grundlagen im Untersuchungsgebiet und Naturraum	35
4.1.1 Geologie, Boden und Klima	35
4.1.2 Vegetation	36
4.1.3 Historische und heutige Nutzung	42
4.1.4 Fauna	45
4.2 Bestand, Raumnutzung und Verhalten des Schalenwildes	45
4.2.1 Rotwild	46
4.2.2 Damwild	54
4.2.3 Rehwild	59
4.2.4 Schwarzwild	61
4.3 Wildeinfluss im Wald	66
4.3.1 Wildverbiss	66
4.3.2 Weitere Einflussfaktoren auf die Gehölzverjüngung	80
4.3.3 Schälen der Rinde	80
4.3.4 Schwarzwildumbruch	81
4.3.5 Bestandssituation und -entwicklung in den Waldgesellschaften	84
4.3.6 Bestandssituation und -entwicklung auf den Sturmwurfflächen	115
4.4 Wildeinfluss auf den Waldwiesen	130
4.4.1 Artenreiche Waldwiesen als hervorragende Äsungsflächen	130
4.4.2 Bestandssituation und -entwicklung in den Wiesengesellschaften	132
4.5 Bereicherung des Äsungsangebotes durch forstliche Maßnahmen	143
4.6 Äsung nach Baummasten	144
5 Schlussfolgerungen für Wissenschaft und Praxis	147
5.1 Waldwildlebensraum: Tragfähigkeit, Äsungsverfügbarkeit und Äsungsvorlieben	147
5.2 Methodische Standards für Wildverbissaufnahmen: Eine vergleichende Betrachtung	155
5.3 Wildverbiss = Wildschaden? Fraß und Bodenwühlen als Faktoren in der Ausprägung von Pflanzengesellschaften	158
5.4 Waldbehandlung, Jagd und Schälschäden	166

5.5	Wildeinfluss und Wiesennaturschutz im Wildschutzgebiet Kranichstein – ein Naturschutzkonflikt? .	168
5.6	Wildschweine, Bodenbrüter und Amphibien – ein Artenschutzkonflikt?	174
5.7	Naturschutz im Wald: Waldbewirtschaftung, Lebensraumgestaltung und Lebensraumschutz im Kontext mit „Natura 2000“	179
5.8	Rotwild jagen: störungsarm und effektiv – Erfahrungen aus dem Bejagungskonzept im Wildschutzgebiet Kranichstein. Empfehlungen für die jagdliche Praxis	187
6	Ausblick	195
7	Zusammenfassung	196
8	Dank	203
9	Literatur	204
10	Anhang	210
11	Stichwortverzeichnis	217
12	Die Autoren	220

Vorwort

Ein stadtnahes Erholungsgebiet mit besonderem Flair, interessante und einzigartige Informations- und Erlebnisangebote, Naturschutz und Forstwirtschaft, Kultur und Jagd – alles auf einer Fläche, alles auf einem historischen Boden. Was auf den ersten Blick unmöglich erscheint, ist im Wildschutzgebiet Kranichstein für alle Beteiligten und Besucher irgendwie selbstverständlich. Keine der verschiedenen Funktionen schließt die andere aus, sondern sie ergänzen sich im Wildschutzgebiet Kranichstein in einer ganz besonderen Weise. Allerdings ragt der jagdwirtschaftliche Themenschwerpunkt als Basis, als historisches Erbe und zu bewahrendes Kulturgut hervor.

Das jagdhistorisch gewachsene Ensemble Kranichstein mit Jagdschloss, Zeughaus und idyllischem Schlosspark liegt innerhalb einer malerisch gestalteten Jagdlandschaft mit Wäldern, Wiesen und Teichen. Kunstvoll angelegte Sichtschneisen, Jagdhäuser, Saufanghäuschen sowie Flur- und Naturdenkmäler dokumentieren über 400 Jahre fürstliche Jagdausübung.

Die Jagd lebte und lebt, früher wie heute, jedoch nicht von jagdlichen Gebäuden oder perfekt ausgebauter jagdlicher Infrastruktur, sondern vielmehr mit und durch die Wildtiere. Der Bezug zu den Wildtieren hat sich im Laufe der Zeit glücklicherweise deutlich gewandelt. Weg von dem fürstlichen Jagdvergnügen, dem das Wild zu dienen hatte, hin zu einer modernen jagdlichen, tier- und artenschutzkonformen Bewirtschaftung der Wildbestände. Wer etwas bewirtschaften, erhalten und nutzen möchte, der muss das Wild und sein Verhalten kennen. Wer jedoch sein Wissen erweitern will, der muss anfangen, das Wild und seinen Lebensraum zu erforschen.

Mit der vorliegenden wildbiologisch-vegetationskundlichen Untersuchung des Lebensraumes im Wildschutzgebiet Kranichstein in den Jahren 1986 bis 2003 hat man Fundamente geschaffen. Ein Fundament in Form einer Ist-Analyse über den Wild- und Vegetationsbestand, die Raumnutzung und das Verhalten der vorkommenden Wildtiere und ihren Einfluss auf den Lebensraum. Ein Fundament für zukünftige, darauf aufbauende Forschungsvorhaben und ein Fundament, auf welchem man Prognosen und Empfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung geben kann. Den Autoren dieses Bandes danke ich für die umfassende Darstellung.

Mit diesen Untersuchungsergebnissen verbinde ich die Hoffnung, das Ensemble Kranichstein zu bewahren und weiterzuentwickeln und gleichzeitig das Interesse an der Natur und ihren Schutz zur Bewahrung dieses Natur- und Kulturerbes bei der Bevölkerung weiter zu fördern. Gerade diese Untersuchungen zeigen, dass ein Miteinander von Mensch und Natur, trotz Nutzung und Bewirtschaftung, sogar in einem Ballungsgebiet möglich ist.



Die Untersuchungen einschließlich dieser Veröffentlichung sind aus den Mitteln der Jagdabgabe gefördert worden. Die Jägerinnen und Jäger des Landes Hessen, die Kraft Gesetzes verpflichtet sind, neben den Gebühren für ihren Jagdschein auch eine Jagdabgabe zur Förderung des Jagdwesens zu entrichten, haben damit einen wichtigen Beitrag zur Erforschung des Lebensraumes und die Entwicklung des Wildschutzgebietes geleistet. Auch ihnen gilt an dieser Stelle mein ganz besonderer Dank.

Die Stiftung Hessischer Jägerhof als Eigentümerin des Jagdschlusses sowie die Oberste Forst- und Jagdbehörde meines Hauses verfolgen die Veröffentlichung und Vermittlung von Informationen und Forschungsergebnissen für die interessierte Öffentlichkeit als eines ihrer wichtigen Anliegen.

Ihnen, verehrte Leserinnen und Leser, sowie allen Besuchern des Wildschutzgebietes Kranichstein, des Jagdschlusses und des Museums Bioversum mit seinen vielfältigen Angeboten wünsche ich viel Freude, Erholung und Anreize für vertiefende Betrachtungen im Wildschutzgebiet Kranichstein.

Ihre

Lucia Puttrich
Hessische Ministerin für Umwelt, Energie,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Zum Geleit

Das „Wildgatter Kranichstein“ existiert in seinen jetzigen Grenzen seit 1955 und wurde 1963 zum Wildschutzgebiet erklärt. Die Einflüsse des Menschen im Wildschutzgebiet haben vor dem Hintergrund der naturräumlichen Situation für Hessen und auch darüber hinaus eine Vielfalt sowohl an naturnahen als auch von Mensch und Tier geprägten Lebensräumen entstehen lassen, welche die besondere Schutzwürdigkeit des Gebietes begründen und vor Augen führen, dass eine nachhaltige Nutzung, die dieser Vielfalt Rechnung trägt, gleichzeitig die Erhaltung dieser einzigartigen Kultur- und Naturlandschaft gewährleistet. 1991 wurde auf der Grundlage entsprechender Detailuntersuchungen ein Gesamtgutachten Modellprojekt „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“ vorgeschlagen, das die spezifischen Möglichkeiten der Forschung im Wildschutzgebiet Kranichstein mit einem Entwicklungs-, Nutzungs- und Schutzkonzept verknüpft. Der historische Rahmen ist Grundlage auch zum Verständnis der aktuellen Situation.

Die Tradition des Wildschutzgebietes Kranichstein reicht in die höfische Zeit der Jagd zurück. Der erste Landgraf von Hessen-Darmstadt, Georg der I. (Regierungszeit 1567 bis 1596) baute das Jagdschloss Kranichstein, legte mehrere Teiche an und richtete den ersten Wildpark ein – den „Alten Hegwald“, der knapp 100 ha umfasste. In dieses Gatter wurde Wild eingesetzt. Der Nachfolger von Georg I., Ludwig V., vergrößerte den Wildpark um das Mehrfache. Der ursprüngliche Zaun wurde an gefährdeten Stellen durch Mauern ersetzt, damit der rapide angestiegene Wildbestand die angrenzenden Fluren nicht verwüsten konnte. Es folgte der Dreißigjährige Krieg, in dem der Wildbestand für die Fleischversorgung genutzt wurde und der Zaun als Brennholz diente. Der Wildpark wurde zerstört. Doch bereits 1649 begann die Landgräfin Sophie Eleonore, Gemahlin des Landgrafen Georg II., den dritten Wildpark aufzubauen, den Hainheim. Eleonore ließ nach Georgs Tod den gesamten Park mit einer Mauer umgeben.

Gegen Ende des 17. Jahrhunderts brachte Landgraf Ernst Ludwig die Parforcejagd nach Kranichstein. Der Darmstadt abgewandte Teil der Mauer wurde abgetragen und durch einen Zaun ersetzt. Nach französischem Vorbild wurde ein System von Schneisen angelegt, das zum Teil konzentrisch zusammenlief und heute noch den Wald um Kranichstein prägt. Ludwig IX. verkleinerte den Park stark und gab das außerhalb stehende Wild zum Abschuss frei. Dieser Park bestand bis 1848. Die Revolution brachte die Bindung des Jagdrechtes an Grund und Boden. Dadurch blieb nur der Teil nördlich der Straße von Darmstadt nach Dieburg herrschaftliche Jagd (Staatswald). Das Gebiet südlich der Straße fiel an die Stadt. Der verbliebe-

ne Messeler Park wurde 1855 durch die Bahnlinie Aschaffenburg – Darmstadt noch einmal geteilt. Der nördliche Teil, das Kleeneck, wurde als Hirschpark, der südliche als Saupark genutzt.

Das Ende des Zweiten Weltkrieges war auch das Ende der alten Wildparktradition. Der aktuelle Wildpark wurde als Wildschutzgebiet Kranichstein im Jahr 1955 in seinen heutigen Grenzen rechtlich begründet. 1955 errichtete die hessische Forstverwaltung wieder ein Gatter von 513 ha, um die alte Wildparktradition wenigstens in einem Relikt zu erhalten. 1962 wurde dieses Wildgatter Kranichstein zum Wildschutzgebiet erklärt. Folgende Zielsetzungen werden im Wildschutzgebiet verfolgt:

- Wildhege und Wildforschung im Verdichtungsraum;
- Landschaft- und Biotopschutz durch Pflege der die Landschaft prägenden Wiesen, Alleen und alten Baumsolitäre und Anbau alter Obstarten auf geeigneten Standorten;
- Forschungsgebiet für den allgemeinen Artenschutz;
- Fortentwicklung der historisch gewachsenen Laubwaldstrukturen und Pflege der Wald- und Flurdenkmale;
- Erholungsraum für die Bevölkerung;
- Information der Bevölkerung unter Einbeziehung der jagdhistorischen Sammlungen und
- Ausstellungen im Jagdschloss Kranichstein über Ziele, Besonderheiten und natürliche Gegebenheiten des Wildschutzgebietes.

Die Notwendigkeit zur Entwicklung einer integrierten Konzeption für das Wildschutzgebiet, die sowohl für die Planung als auch die Forschung Gesichtspunkte der Kulturgeschichte und Naturschutz-Begleitforschung von Vegetation, Flora und Fauna einschließlich des Wildes berücksichtigt, wurde in den 80er Jahren immer deutlicher. Jeder Planung muss eine wissenschaftliche Bestandsaufnahme vorausgehen. Damit werden die aktuellen Verhältnisse dokumentiert und Voraussetzungen für eine mittel- und langfristige Erfolgskontrolle geschaffen.

Das Lebensraumgutachten umfasst langfristige Untersuchungen, die die Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation, Naturschutz-Begleitforschung, Vegetationsstudien, Erhebungen zu den Indikatorarten und gezielte Untersuchungen zur Wildbiologie einschließen. Die einzelnen Themen stehen in enger Beziehung zueinander. Wesentliche Elemente der Untersuchungen sowohl zur grundlegenden Analyse als auch der begleitenden Forschung zu den praktischen Maßnahmen sind die Vegetationsuntersuchungen, gezielte wildbiologische Studien und Erhebungen zu den Indikatorarten aus

der Fauna. Die vorliegende Publikation enthält den wildbiologisch-vegetationskundlichen Teil des Modellprojektes „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“, das vom Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV) 1989 in Auftrag gegeben wurde.

Zum Gelingen des Gesamtgutachtens hat wesentlich beigetragen, dass neben der langjährig guten Zusammenarbeit mit dem Hessischen Forstamt Darmstadt, insbesondere seinem früheren Leiter Herrn FD Prof. Dr. Arnulf Rosenstock, den zuständigen Revierleitern FAM Ehrhardt und später FAFRin Stambke die Begleitung für das Gebiet auch zur Konstanz im Wissenschaftler-Team führte. Die Schwerpunkte bearbeiteten hier Dr. Wolfgang Goebel (Vegetation), Dipl.-Biol. Olaf Simon (Wildbiologie) und Dr. Gerd Rausch (Indikatorarten). Dazu kommt die konstante Förderung durch das Hessische Ministerium, im Laufe der Untersuchungszeit vertreten durch die Jagdreferenten MR R. Kopp, FD C. Wilke und FD R. Bördner und LMR K. Apel sowie den Leiter der Abteilung Forsten und Naturschutz des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV), Herrn Min.-Dir. C. Wilke.

Die wildökologisch-vegetationskundlichen Untersuchungen spannen in einem umfassenden synökologischen Ansatz den Bogen von den standörtlichen Rahmenbedingungen über die potenziell natürliche Vegetation und die

historische Entwicklung zur aktuellen Vegetation und den Wechselbeziehungen zwischen Rot-, Dam-, Schwarz- und Rehwild und ihrem Lebensraum. Die Analyse von Raumnutzung und Verhalten des Wildes vervollständigt den Methodenkanon. Die aus den Ergebnissen abgeleiteten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen integrierten die Empfehlungen aus dem faunistischen Gutachten. Mit der methodischen Weiterentwicklung und den Empfehlungen für die Praxis unterstreicht die Studie die Bedeutung des Wildschutzgebietes Kranichstein als Modell für den gelingenden Ausgleich zwischen den Lebensansprüchen des Wildes und den vielfältigen Ansprüchen des Menschen, für die Forstwirtschaft, Jagd, Naturschutz, Erholung und Naturerleben im Ballungsraum stehen.

Besonderer Dank gilt dem Institut für Tierökologie und Naturbildung, Dipl.-Biol. Olaf Simon und dem Büro ecoplan, Dr. Wolfgang Goebel und Dipl.-Biol. Johannes Lang, insbesondere auch für ihr Engagement nach Abschluss der eigentlichen Untersuchungsphase.

Dr. Michael Petrak
Leiter der Forschungsstelle für
Jagdkunde und Wildschadenverhütung NRW

1 Einleitung

Im Jahre 1988 wurde in Hessen unter Federführung der Landesforstverwaltung und des Landesjagdverbandes das Lebensraumgutachten in den Hegeringen etabliert. Die Inhalte des Lebensraumgutachtens reichen von der Bewertung des Lebensraums und der daraus resultierenden Erarbeitung von Maßnahmen zur Gestaltung des Lebensraums bis zur Bewertung des Schalenwildeinflusses auf den Lebensraum (Grünekle 1987). Das Hessische Lebensraumgutachten ist bislang das einzige in Deutschland, das auch Lebensraumverbesserungen möglich macht.

In diesem Sinne wurde für das Wildschutzgebiet Kranichstein im Forstamt Darmstadt im Jahre 1989 das Modellprojekt „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“ seitens des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (HMLFN), heute: Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV), in Auftrag gegeben. Es umfasste zunächst grundlegende vegetationskundliche, standortkundliche, wildbiologische und faunistische Untersuchungen (Goebel 1988; Goebel et al. 1990; Rausch 1991; Petrak 1991; Simon 1992), die im Jahre 1992 abgeschlossen waren. Die erarbeiteten Grundlagen führten zu der Erkenntnis, dass kurzfristige Untersuchungen und Betrachtungen nur vorläufige Bewertungen und Schlussfolgerungen zulassen und dass über die mittel- bis langfristige Dynamik der



Lage des Wildschutzgebietes Kranichstein in Hessen.

Ökosysteme im Gebiet keine befriedigenden Erkenntnisse vorliegen. Insbesondere Aussagen zu Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und Vegetation waren auf der vorhandenen Datenbasis kaum möglich. Für weiter-



Feinabstimmung zu Beginn des Forschungsprojektes 1991/1992 vor Ort im Wildschutzgebiet.
Im linken Bild von links: MR Rudolf Kopp, FD Prof. Dr. Arnulf Rosenstock und Dr. Michael Petrak. Im rechten Bild rechts: FAM Walter Erhardt.

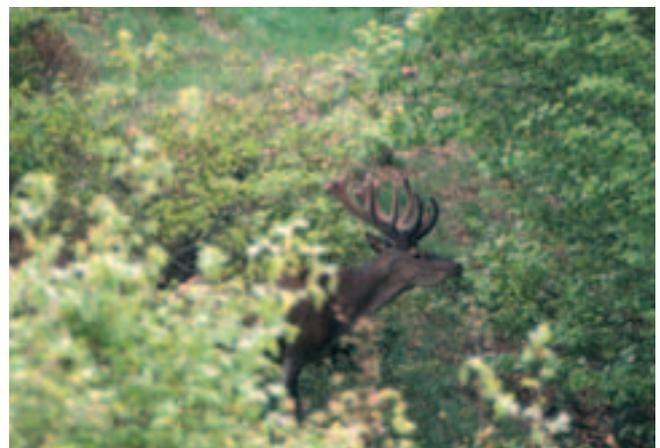
führende Untersuchungen war das Gebiet wegen seiner Geschlossenheit, naturnahen, vielfältigen Waldgesellschaften und artenreichen Wiesen hervorragend geeignet. Im Jahr 1992 wurde daher zwischen der Obersten Jagdbehörde im Hessischen Ministerium unter damaliger Leitung von Ministerialrat Rudolf Kopp, dem Hessischen Forstamt Darmstadt unter Leitung von Forstdirektor Prof. Dr. Arnulf Rosenstock, dem das Projekt beratenden Leiter der Arbeitsgruppe Geobotanik an der Technischen Universität Darmstadt, Prof. Dr. Große-Brauckmann, und den Fachgutachtern unter Federführung von Dr. Michael Petrak, Leiter der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung an der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten in Nordrhein-Westfalen, heute: Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, ein zehnjähriges Forschungsprojekt konzipiert. Es sollte im Wesentlichen die Vegetationsentwicklung unter dem Einfluss des Schalenwildes dokumentieren.

Das Wildschutzgebiet Kranichstein liegt im Zentrum des ehemaligen Rotwildgebietes Kranichstein, das nach 1945 noch 9.500 ha umfasste. Unterschiedliche Interessenslagen und Konflikte führten 1955 zum Bau eines Wildgatters und Schutz des Restvorkommens an Rotwild

auf einer Fläche von 513 ha. 1962 wurde das Gebiet als Wildschutzgebiet ausgewiesen. 1981 wurde Damwild aus dem Wildpark Edersee eingebürgert (Fröhlich 1983).

Seitens des HMLFN als zuständiger Oberster Jagdbehörde wurden für den Wildbestand Zielgrößen von vier Stück Rotwild pro km² und vier Stück Damwild pro km² vorgeben. Diese Bestandsgrößen erlaubten trotz der geringen Ausdehnung des Gebietes die Ausbildung arttypischer Sozialstrukturen (Clutton-Brock et al. 1992; Drechsler 1992, 1998; Petrak 1996, 2001) mit Rudeln von ein bis vier Alttieren in den Weibchenverbänden (Simon 1992).

Zusammengenommen umfasst der Frühjahrsbestand an Rotwild und Damwild in Kranichstein seit 1990 acht bis zehn Stück pro km². Durch jährliche Abschüsse werden die Bestände beider Schalenwildarten auf gleichbleibendem Niveau reguliert. Dagegen unterliegen die Bestände von Reh- und vor allem Schwarzwild trotz jagdlicher Eingriffe größeren jährlichen Schwankungen. Hieraus ergeben sich auch für die Jagdpraxis wichtige Erkenntnisse dynamischer Wechselwirkungen zwischen den vier Schalenwildarten und ihren Einflüssen auf die Vegetation des Lebensraumes.

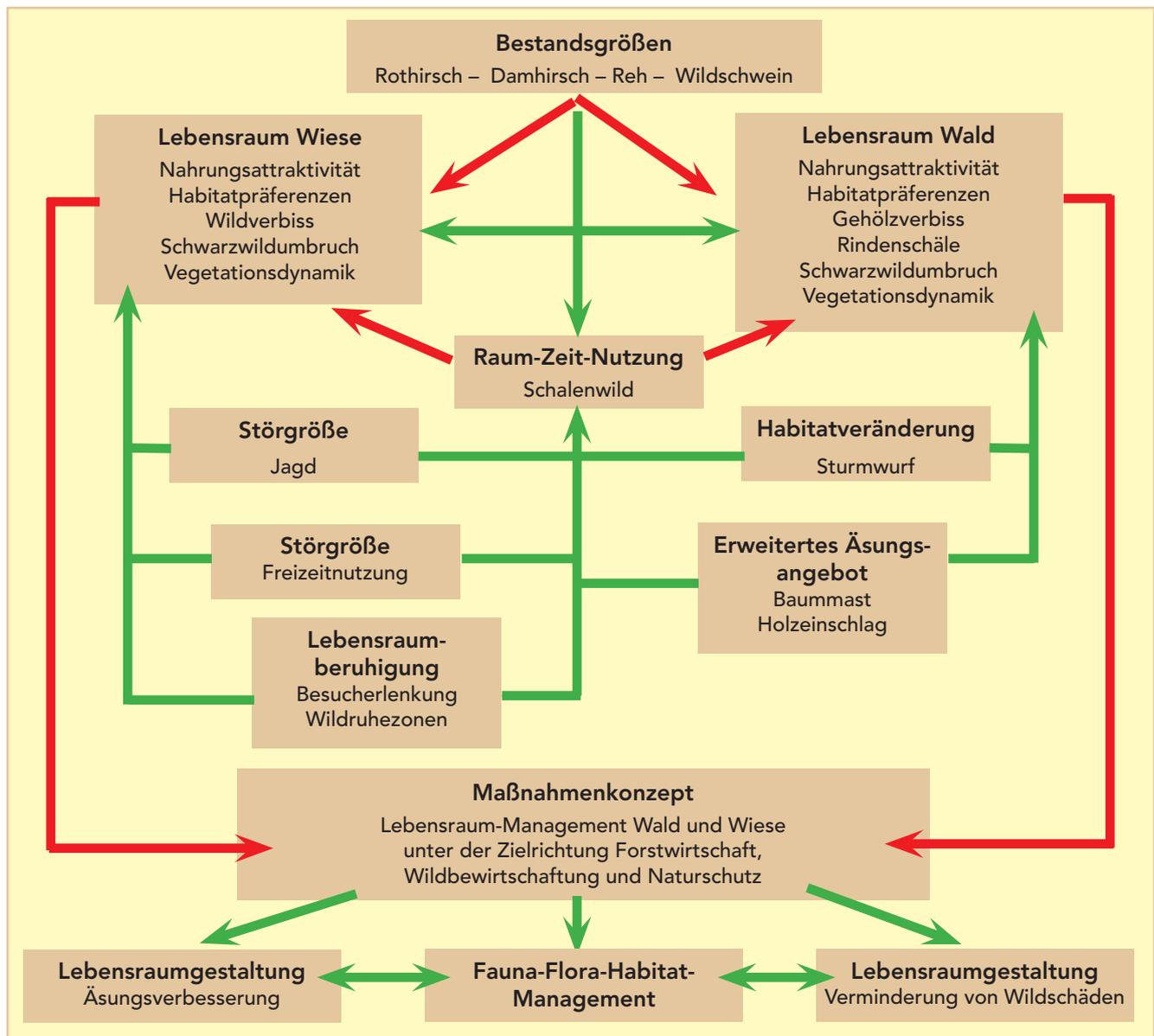


Der Forschungsschwerpunkt im Wildschutzgebiet Kranichstein liegt in der Langzeit-Dokumentation der Vegetationsentwicklung unter dem Einfluss des Schalenwildes.

Auf eine Winterfütterung wird im Gebiet seit 1985 verzichtet. Schälereignisse treten seit mindestens 1990 an keiner Baumart auf, obwohl gerade die Rotbuche auf größeren Flächen noch im schälfähigen Alter stockt. Nadelholzbestände sind die Ausnahme und nur sehr kleinflächig vorhanden. Die bevorzugten Einstände sind lichte, strukturreiche und damit äsungsreiche Altholzbestände, die durch ihre unzerschnittene Großflächigkeit (Wegeberuhigung!), Verjüngungshorste und liegendes Totholz optimale Deckungsstrukturen bieten.

Aufgaben und Ziele des Forschungsprojektes wurden gemeinsam festgelegt und im Rahmen der jährlich stattfindenden Fachgesprächen im oben genannten Personenkreis seit 1992 fortentwickelt. Die Aufgaben und Ziele lauteten wie folgt:

- Erfassung der Reaktionen und Verhaltensstrategien der Schalenwildarten auf die verschiedenartigen menschlichen Störgrößen, insbesondere auf die Störgröße Jagd.
- Erfassung und Bewertung der Jagdmethoden und Entwicklung von Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung unter besonderer Berücksichtigung einer hohen Störlast durch Freizeitnutzung, der Ausweisung von Wildruhezonen und der Vermeidung von Wildschäden. Unter Wildruhezonen werden hier (und im Folgenden) wegeberuhigte Gebiete verstanden, in denen die Jagd mit Einschränkung erlaubt ist.
- Erfassung und Bewertung des Schalenwildeinflusses auf die Wald- und Wiesenlebensräume unter Berücksichtigung von Wildverbiss,



Organogramm der Aufgaben und Ziele.

Nahrungsattraktivität, Lebensraumnutzung, natürlicher und gepflanzter Waldverjüngung und Vegetationsdynamik.

- Erfassung und Bewertung des Schwarzwidleinflusses in den Wald- und Wiesenlebensräumen sowie im Hinblick auf die forst- und landwirtschaftliche Nutzung durch Umbruch, Suhlen und Fraß.
- Erfassung und Bewertung der Bedeutung von Waldlichtungen, Sturmwurfflächen und Waldwiesen als Wildäsungsflächen unter den Aspekten Nahrungsattraktivität, Nahrungsvielfalt, Nahrungsmenge und Verbiss-Entlastung für die Waldgebiete.
- Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen zur ökologischen wie ökonomischen Entwicklung des Wildschutzgebietes unter besonderer Berücksichtigung tier- und pflanzenökologischer wie auch naturschutzfachlicher Zielstellungen.

Aufgrund des relativ hohen Wildbestandes in einem naturnahen Waldökosystem bei geringer Waldwegedichte und koordinierter Jagdausübung unter der Zielsetzung Effizienz und Störungsarmut ist diese Langzeitstudie zur Erforschung und Entwicklung eines durch Huftiere

beeinflussten Waldökosystems für Wirtschaftswälder ebenso wie für Waldschutzgebiete von hohem Interesse.

Auf der Basis der bis heute erzielten Ergebnisse ist es möglich, wissenschaftlich fundierte, fachlich gezielte und praktisch umsetzbare Maßnahmenkonzepte für das Gebiet zu erarbeiten. Hierin liegt die große Chance, die Zukunft des Wildschutzgebietes mit seiner großen Lebensraum- und Strukturvielfalt aus ökologischer wie aus ökonomischer Sicht im Interesse aller Beteiligten mit seinen Schalenwildbeständen langfristig zu sichern (vgl. Grünekle 1995; HMLUF 2000).

Zahlreiche Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieses Forschungsprojektes sind auf andere Gebiete übertragbar. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf ein erfolgreiches Lebensraum-Management, in dem die Interessen der Jagd, des Naturschutzes, der Forstwirtschaft, der Landwirtschaft, der Waldbesitzer und der Erholungssuchenden zusammengeführt werden.

Den Hegegemeinschaften in Hessen und darüber hinaus bieten die Ergebnisse einen reichhaltigen Fundus an Vorschlägen für Maßnahmen in der Jagdpraxis wie auch im angewandten Habitat- und Wildtier-Management.

Wildökologische Forschung in Wildgattern

Wildökologische Forschung in freier Wildbahn ist aufgrund komplexer Wirkmechanismen zwischen dem Wildtier und seiner Umgebung mit einem hohen Personal- und Kostenaufwand verbunden. Wechselwirkungen zwischen Wildtieren und Vegetation oder auch Jagdstrategien und Wildtier-Verhalten unterliegen sehr verschiedenartigen Einflüssen und sind meist nur mit großem Aufwand hinreichend genau zu erfassen. Eine der Grundgrößen, die Wilddichte, ist nur schätzungsweise bekannt und kann großen Fehlern unterliegen (u.a. Briedermann 1982; Mayle et al. 1999); weder sind Details über die Streifgebietsgrößen einzelner Rudelverbände bekannt (es sei denn, es handelt sich um eine Telemetriestudie mit einer hohen Anzahl an besenderten Tieren) noch Größenordnungen über Ab- und Zuwanderungen einzelner Tiere oder ganzer Rudel. Genaue Kenntnisse zum Verhalten einzelner Individuen fehlen meist und sind auch mit der Methode der Telemetrie nur bedingt zu erhalten.

Bereits früh nutzte die Wildforschung daher die Vorteile, die durch Einzäunung von Untersuchungsgebieten mit zahlenmäßig bekannten Wildbeständen bestehen. Wichtige populationsdynamische, soziobiologische und synökologische Studien an Reh und Rothirsch erfolgten in gezäunten Untersuchungsgebieten (u.a. Bützler 2001; Ellenberg 1974; Strandgaard 1972; Wotschikowsky 1996; Wölfel 1981) oder die Forschung nutzte natürliche Landschaftsgrenzen wie Inseln (u.a. Clutton-Brock et al. 1982, 1989).

In Kranichstein ermöglichte es der wilddichte Außenzaun, Wechselwirkungen zwischen den Schalenwildarten zu erkennen und den Einfluss auf die Vegetation unter bekannten Wildbeständen zu beobachten und zu analysieren. Die individuelle Erkennbarkeit einzelner Tiere (Ohrmarken, Fellzeichnung, Verhalten) gab darüber hinaus Einblicke in die Stabilität von Sozialgruppen (Rudelverbänden), die Raumtreue bei der Ortswahl der Geburt des Kalbes und des Reproduktionserfolges und erlaubte gleichermaßen, die Störwirkung verschiedener Einflüsse abzuschätzen. Einflussfaktoren wie die Rehwildbejagung während der Setzzeit des Rotwildes, die Kirschjagd bzw. deren Einstellung, die Heumahd der Waldwiesen im Sommer oder auch die Zuwanderung (das Einsetzen) fremder Alttiere konnten somit erkennbaren Verhaltensreaktionen zugeordnet werden.

Nicht möglich war jedoch eine Differenzierung der einzelnen Hirscharten in ihrer Wirkungen als Pflanzenfresser auf die Wald- und Wiesenvegetation. Dies gelang ausschließlich beim Wildschwein aufgrund der artspezifischen Verhaltensweisen des Bodenwühlens.

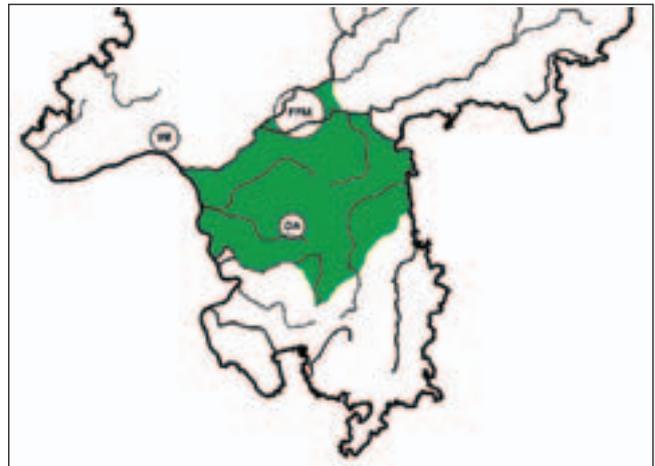
2 Das Wildschutzgebiet Kranichstein – von der höfischen Jagd zum Forschungsgebiet

Das Rhein-Main-Tiefland war aufgrund seiner klimatisch günstig gelegenen Niederungslage und den großen Auenwäldern entlang der Flüsse Rhein und Main, seiner Seitenarme und Zuflüsse um die Zeitenwende ein besonders wildreicher Lebensraum. Bereits im frühen Mittelalter um etwa 880 n.Chr. waren hier die reichhaltigen Jagdgründe ausschließlich dem königlichen Recht vorbehalten. Unter königlicher Herrschaft wurden großflächige Bannforste ausgewiesen, die vorrangig der Jagd dienten. „Forestis“, „abgegrenzt, gebannt“, hießen die für den König beschlagnahmten Gebiete. Das Sonderrecht des Königs, das „ius forestis“, schaffte die markgenossenschaftlichen Freiheiten ab. Der daraus abgeleitete Begriff „Forst“ bezog sich ursprünglich nicht allein auf den Wald, sondern umfasste die gesamte Region, die jenem Sonderrecht unterlag. Die Jagd war das Mittel der Machtpolitik in den Reichswäldern. Einer der größten königlichen Bannforste war der Wildbann Dreieich im Rhein-Main-Tiefland (Kossler 1991), zu dem auch das spätere Wildschutzgebiet Kranichstein gehörte.

Mit einer Flächengröße von mehr als 1.000 km² erstreckte sich der Wildbann Dreieich von den Randlagen von Rheinhessen, Taunus, Vogelsberg und Spessart bis an den Rand des Odenwaldes. Aus der Zeit um 1200 ist notiert, dass innerhalb der Wildbann 36 Wildhüter wohnten, deren Aufgabe die Überwachung des sogenannten Wildbannrechtes war. Holznutzung und Waldweide waren stark reglementiert, die Jagd ausschließlich dem König vorbehalten (Kossler 1991). Bereits um 1255 war die Machtstellung des Königs im Rhein-Main-Gebiet stark geschwächt. Die Reichsvögte, ursprünglich hochgestellte Verwalter, hatten es im Verlauf von 200 Jahren verstanden, aus dem Reichslehen Grundeigentum zu machen. Damit wurden sie zu mächtigen, weitgehend unabhängigen Feudalherren. Selbst die ursprünglich unfreien Wildhüter waren nun adelige Grundbesitzer (Kossler 1991).

Im 13. Jahrhundert begann mit dem Landgrafen Heinrich I. auch die Geschichte der Jagd des Hauses Hessen-Darmstadt (Weitz 1998). Spätestens Mitte des 16. Jahrhunderts waren die Landgrafen von Hessen-Darmstadt im Besitz des Wildbannes, d.h. des Jagdrechtes über die gesamte Landgrafschaft, die sich zur damaligen Zeit über die Ämter Auerbach, Zwingenberg, Darmstadt, Dornberg, Lichtenberg, Reinheim, Rüsselsheim, Stornfels, Schotten und Homburg erstreckte. Kraft des Wildbannrechtes oblag ihnen die Jagd auf Hochwild, im wesentlichen Rotwild und Schwarzwild. Bis zu Beginn des 19. Jahrhunderts gelang es den Landgrafen, ihre Grafschaft auf eine enorme Fläche auszudehnen, die sich von Gießen bis zum Neckar und von Bingen bis nach Erbach erstreckte.

Die Art der Jagden auf Rotwild und Schwarzwild hat sich im Verlauf von vier Jahrhunderten erheblich gewandelt. Im 16. Jahrhundert wurden Rot- und Schwarzwild überwiegend vom Pferd aus gejagt. Einzelne Tiere, Rudel oder Rotten wurden vom Jagdpersonal ausgemacht und schließlich zu Pferde gehetzt. Die Jagden waren wesentlich einfacher



Grenzen des Wildbanns Dreieich.



Mehrhundertjährige Eiche im Wildschutzgebiet Kranichstein.

gestaltet als die späteren Parforcejagden des 18. Jahrhunderts. Hetzjagden waren damals auch die sogenannten Heckenjagden. Der Wald war von Wildhecken umgeben: vor dem Wald gepflanzte Zäune aus Bäumen und Sträuchern, verstärkt durch Flechtwerk aus totem Holz und Brettern. Diese Hecken besaßen Öffnungen, die das Wild als Wechsel

nutzte. Bei Jagden wurden die Öffnungen mit Netzen verhängt, das Wild von berittenen Jägern und Treibern in die Netze gedrängt und mit der blanken Waffe abgefangen.

Mit Beginn des 17. Jahrhunderts löste das Eingestellte oder auch Deutsche Jagen die Heckenjagd ab. Im Eingestellten Jagen wurde das Wild großräumig, manchmal



Eingestellte Hirschjagd (J. T. Sonntag, 1743).



Eingestellte Schwarzwildjagd (J. T. Sonntag, 1743).

tagelang, zusammengetrieben und mit Leinentüchern am Ausbrechen gehindert. Schließlich wurden die Tiere in sogenannte Läufe entlassen und hier mit Schusswaffen oder der blanken Waffe erlegt. Das Eingestellte Jagen erforderte ein aufwändiges Jagdzubehör. So war es Ernst Ludwig, der in den Jahren 1688–1690 für das jagdliche

Zubehör in Kranichstein das Zeughaus errichten ließ. Eingestellte Jagden gab es im Großherzogtum Hessen bis zu Beginn des Ersten Weltkriegs.

Nahezu alle Landgrafen und Großherzöge waren leidenschaftliche Pirschjäger. Bis 1918 gab es in der Landgrafschaft keine Hochsitze und damit keine Ansitzjagd.



Ende einer Parforcejagd, Mitte des 18. Jahrhunderts.



Jagd am Backhausteich (G. A. Eger, 1755).

Rotwild und Schwarzwild waren auch außerhalb der Gatterjagdreviere tagaktiv, wurden mit dem Jagdwagen gesucht und zu Fuß angepirscht. Erwähnt wird, dass nie vom Wagen aus geschossen wurde (Weitz 1998).

Im Jahr 1708 führte Landgraf Ernst Ludwig die Par-

forcejagd in Hessen-Darmstadt ein. Waren bereits die Eingestellten Jagden bei der bäuerlichen Bevölkerung wegen der mit ihnen verbundenen Frondienste, wegen hoher Wildbestände und den damit verbundenen hohen Wildschäden verhasst, so waren die Parforcejagden



Parforcejagd an der Dianaburg (G. A. Eger, um 1765).



Jagdschloss Kranichstein um 1760 (G. A. Eger, 1760).

wegen der Jagdschäden, die beim Reiten über Wiesen und Äcker entstanden, unerträglich. Die exzessiv betriebene Parforcejagd machte Transporte jagdbarer Hirsche aus der ganzen Landgrafschaft nach Kranichstein notwendig. Rotwild war damals in Hessen flächendeckend verbreitet (Geißler 1939).

Wildschäden, Jagdschäden und Jagdfronen führten schließlich zu politischen und gesellschaftlichen Unruhen. Bereits ab 1815 waren alle Staatsjagden mit Ausnahme der Leibgehege verpachtet. Doch erst mit dem Gesetz vom 26.07.1848 wurden die bisherigen Jagdberechtigungen aufgehoben und das Jagdausübungsrecht den Grundstückseigentümern übertragen. Artikel 13 des Gesetzes von 1848 verbot ausdrücklich von nun an die Hege von Hochwild in freier Wildbahn; die „Vertilgung“ ohne Schonzeit war Gesetz. Zehn Jahre später wurde im frühen Großherzogtum Hessen bereits ein Jagdstrafgesetz erlassen, das zum 19.07.1858 eine „Hegezeit in Wald und Feld“ verabschiedete. Weibliches Schalenwild durfte nun in der Zeit vom 01.02. bis zum 31.08. nicht mehr bejagt werden. Hirsche, Keiler und Böcke wurden weiterhin ganzjährig bejagt. Im ehemaligen Kurfürstentum Hessen, dem späteren preußischen Regierungsbezirk Kassel, wurde zwar am 07.09.1865 ein Jagdgesetz erlassen, in §28 wurden Jagdberechtigte jedoch verpflichtet, Rotwild außerhalb von Parks und eingefriedeten Revieren ohne Rücksicht auf Schonzeiten abzuschießen. Erst mit der Preußischen Tier- und Pflanzenschutzverordnung in der Fassung vom 08.12.1931 wurde dem Rothirsch auch in Kurhessen eine Schonzeit eingeräumt. Hirsche durften

nun vom 01.01.–15.08., weibliches Wild und Kälber vom 01.02.–15.10, nicht mehr bejagt werden. Das Preußische Jagdgesetz vom 18.01.1934 brachte schließlich eine neue Jagdordnung (Roßmäßler 1969). Noch im selben Jahr trat das Reichsjagdgesetz in Kraft.

Bereits im Jahr 1879 begann die Einkreuzung von Rotwild aus außerhessischen Populationen, als ein Hirsch aus England als Gastgeschenk im Kranichsteiner Wildpark eintraf. Bis 1940 wurden Hirsche aus Bulgarien und Ungarn sowie aus dem damaligen Ostpreußen, Schlesien, Böhmen und Russland eingekreuzt. Die sogenannte Blutauffrischung sollte stärkere, endenreiche Geweihe und kräftige Wildkörper im Kranichsteiner Wildbestand bewirken (Geißler 1939). Bereits 1939 aber kommt Geißler zu dem Schluss, „... dass der Geweihstärke der Rothirsche unseres Gebietes Grenzen gesetzt sind, die durch Klima, natürliche Äsungsverhältnisse und andere Umstände bedingt sind.“ Nach der Gründung des Wildgatters 1955 wurde Rotwild aus dem niedersächsischen Saupark Springe dem Bestand zugesetzt. 1991 wurden schließlich nach Beratung mit dem Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen drei Schmaltiere aus dem nordhessischen Wildpark Edersee eingesetzt.

Das Jagdschloss Kranichstein wurde im 16. Jahrhundert unter dem ersten Landgraf von Hessen, Georg I. (1567–1596), erbaut. Zu dieser Zeit entstand der erste Wildpark, der weniger als 100 ha umfasste. Unter Ludwig V. (1596–1626) wurde der Wildpark um das Mehrfache vergrößert. Der Wildbestand war angestiegen und muss-

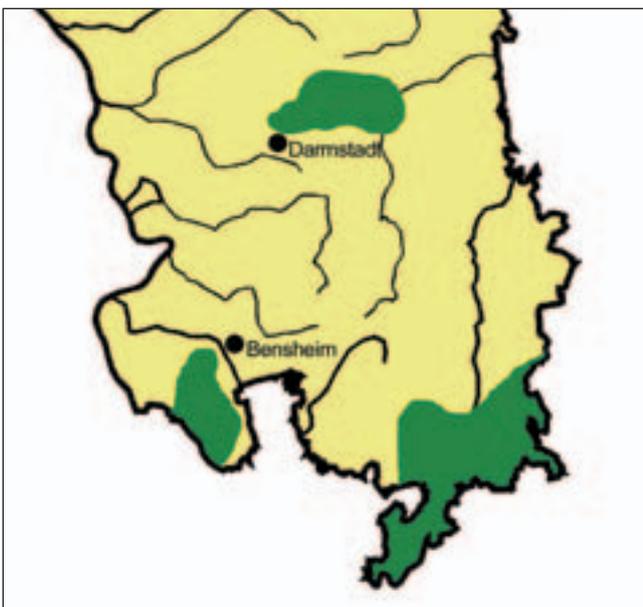


Jagdschloss Kranichstein heute.

te gegenüber den angrenzenden Fluren durch Zäune, Gräben und Mauern abgegrenzt werden. Zu dieser Zeit entstanden viele der Waldwiesen um Darmstadt, deren typische Gestaltung mit geschwungenen Waldrändern angelegt wurden. Die Wildwiesen dienten dem Hochwild als Nahrung, sollten aber auch gleichzeitig das Wild besser beobachtbar machen, um sich einfacher einen Überblick über den Wildbestand verschaffen zu können. Im Dreißigjährigen Krieg (1618–1648) wurde der Wildpark zerstört. Doch bereits 1649 ließ Landgräfin Sophie Eleonore gegen den Willen der Bürger und des Stadtrates von Darmstadt den dritten Wildpark errichten. Zwischen 1661 und 1662 wurde der Park durch eine hohe Mauer begrenzt. Der damals bereits schwelende Streit mit der Stadt Darmstadt sollte bis ins 19. Jahrhundert andauern.

In seiner Flächenausdehnung war der Wildpark Kranichstein verschiedenen politischen Strömungen und persönlichen Neigungen der Landgrafen unterworfen. Weitz (1998) stellt dazu fest, dass der Kranichsteiner Wildpark zu keiner Zeit größer als 3.500 ha war. Roßmäßler (1969) nennt bis 1945 eine Flächengröße von ca. 2.500 ha. In den Jahren 1945–1947 wurde der den Wildpark umgebende hölzerne Bohlenzaun in den Öfen der Ortschaften um Darmstadt verfeuert. Der Wildbestand verteilte sich in den Wäldern um Darmstadt. Der Lebensraum hatte sich inzwischen stark verändert. Bereits 1925 wurde mit der Planung der Autobahn Frankfurt-Basel begonnen, und 1935 war das erste Trassenstück Frankfurt–Darmstadt quer durch die ehemalige Wildbann Dreieich fertiggestellt. Weitere Verkehrswege zwischen Darmstadt und umliegenden Städten wurden nach 1945 ausgebaut und erweitert.

Nach dem Zweiten Weltkrieg wurde in Hessen die gesetzliche Grundlage für die Zusammenfassung von



Verbreitung des Rotwildes in Südhessen nach 1945.

Jagdrevieren zu Rotwildgebieten gemäß §15 der Durchführungsverordnung zum Hessischen Ausführungsgesetz zum Bundesjagdgesetz vom 08.04.1953 geschaffen. In Hessen wurden 21 Rotwildgebiete mit einer Gesamtflächengröße von 666.540 ha abgegrenzt. 992 Jagdreviere gab es damals in den 21 Rotwildgebieten. In den Staatsforsten umfasste ein durchschnittliches Rotwildrevier 1.560 ha, in den Nichtstaatsforsten 560 ha (Roßmäßler 1969).

Neben Kranichstein existierte nach 1945 noch eine zweite Tieflandpopulation an Rotwild in Hessen im „Lorscher Wald“. Die Population erstreckte sich über 7.000 ha und stand nach 1945 noch in Kontakt zur Odenwaldpopulation (Roßmäßler 1969). Dieses letzte Rotwildvorkommen „Lorscher Wald“ in der Rheinebene wurde mit der Durchführungsverordnung von 1953 aufgegeben und der Bestand eliminiert.

Das Rotwildgebiet Kranichstein umfasste 1953 ca. 9.500 ha, davon 6.500 ha Wald. Wurde der Wildbestand vor dem Zweiten Weltkrieg auf 200–250 Stück Rotwild geschätzt, wurden 1953 noch 25 Stück Rotwild gezählt (Roßmäßler 1969). Erhebliche Klagen über Schwarzwildschäden, die einhergingen mit hohen Abschussforderungen beim Rotwild, führten zu erheblichen Konflikten im Raum Darmstadt. Das Rotwildgebiet Kranichstein wurde daraufhin kurz nach seiner Gründung wieder aufgelöst. 1955 errichtete die Hessische Staatsforstverwaltung im ehemaligen Wildpark Kranichstein ein Wildgatter mit einer Flächengröße von 513 ha, um den autochthonen Wildbestand zu bewahren (Roßmäßler 1969). Bestrebungen, das Rotwildvorkommen nach 1955 wieder auszudehnen, scheiterten an der inzwischen ausgebauten Straßenverbindung nach Dieburg und anderen Nutzerkonflikten. Bis heute hat sich die Flächenausdehnung des 1955 gegründeten und 1962 zum Wildschutzgebiet erklärten Wildgatters Kranichstein nur geringfügig geändert.

Die Erhaltung historisch gewachsener Wald- und Wiesenlandschaften haben neben der Wildforschung im Wildschutzgebiet Kranichstein heute eine herausragende Bedeutung (HMULF 2000).

Der am Jagdschloss Kranichstein beginnende jagdhistorische Lehrpfad und der Wildbeobachtungsstand an der Rottwiese dienen der Lehre und dem Erlebnis. Ziel ist es, im Wildschutzgebiet Wildtiere erlebbar zu machen. Deshalb existiert ein nur geringes Wegenetz von 15 lfm/ha, besteht ein Wegegebot und ein Nachtbetretungsverbot (in der Zeit von 1. Mai bis 30. September von 21.00 Uhr bis 07.00 Uhr und in der Zeit von 1. Oktober bis 30. April von 18.00 Uhr bis 07.00 Uhr) (HMULF 2000).

Wildschutzgebiete in Hessen

Das Hessische Ausführungsgesetz zum Bundesjagdgesetz vom 5.04.1962 (GVBl. I S. 233) in der ergänzten Fassung vom 01.06.1962 (GVBl. I S. 295) definiert mit dem neu aufgenommenen §22a die Anforderungen an Wildschutzgebiete. Wildforschung ist in den Hessischen Wildschutzgebieten demnach von „besonderer Bedeutung“. Die Ausübung der Jagd kann beschränkt werden und Wildruhezonen können großflächig ausgewiesen werden. Kranichstein wurde 1962 neben dem Reinhardswald, dem Edersee, dem Kühkopf und dem Gräflichen Wald Solms-Laubach zu einem von damals fünf Wildschutzgebieten in Hessen.

Tabelle 1: Wildschutzgebiete in Hessen (Stand 1962)

Wildschutzgebiet	Landkreis	Fläche in ha	Rotwildvorkommen
1. Kranichstein	Darmstadt	510	Ja
2. Kühkopf	Groß-Gerau	1.300	Nein
3. Solms-Laubach	Gießen	2.600	Ja
4. Edersee	Waldeck-Frankenberg	4.900	Ja
5. Reinhardswald	Kassel	10.100	Ja

Von den ehemals fünf als Wildschutzgebiet ausgewiesenen Waldgebieten haben heute nur noch zwei diesen Status: Kranichstein und der Reinhardswald. Allen fünf Gebieten ist jedoch gemeinsam, dass gravierende negative Nutzungsveränderungen des Lebensraumes, unter anderem bedingt durch den Schutzstatus als Wildschutz- und Jagdgebiet, unterblieben.

Bereits 1952 wurde der Kühkopf gemeinsam mit der Knoblochsau auf 2.400 ha als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Alte Hartholz-Auenwälder, Stromtalwiesen und eine Vielzahl amphibischer Lebensräume charakterisieren die heute noch sehr ursprüngliche Flusslandschaft am Rhein. Das NSG Kühkopf-Knoblochsau ist heute Europareservat und Hessens größtes Naturschutzgebiet.

Der Gräfliche Wald Solms-Laubach ist Teil der Rotwildpopulation im Hohen Vogelsberg. Der Status als Wildschutzgebiet wurde nicht erneuert. Das Waldgebiet besitzt aufgrund seiner alten Buchenwaldbestände eine hohe Bedeutung für Fledermäuse und geschützte Vogelarten (ausgewiesenes FFH-Gebiet mit besonderer Bedeutung für waldbewohnende Fledermausarten; ausgewiesenes Vogelschutzgebiet Vogelsberg (IBA – Important Bird Area)).

Das Wildschutzgebiet Edersee wurde 1989 aufgrund der über Jahrzehnte nur extensiv betriebenen Waldwirtschaft zum Waldschutzgebiet ausgewiesen. Die weitere Entwicklung führte 2004 schließlich zur Gründung des ersten hessischen Nationalparks Kellerwald-Edersee, dessen Kern das vormalige Wildschutzgebiet ist.

Das Wildschutzgebiet Reinhardswald stellt mit seinen großen unzerschnittenen Waldarealen einen zentralen Verbreitungsschwerpunkt einer der größten Wildkatzenpopulationen Deutschlands dar, die sich von Nordhessen nach Südniedersachsen erstreckt.

In keinem bestehenden oder ehemaligen Wildschutzgebiet Hessens wurde der Auftrag der Wildforschung in den letzten 15 Jahren so konsequent verfolgt wie in Kranichstein, sieht man vom Nationalpark Kellerwald-Edersee einmal ab. Die heute vorliegenden Ergebnisse erlauben Anwendungen auch auf andere Rotwildgebiete Hessens und bieten eine vielversprechende Perspektive für die Fortführung einer praxisnahen Wildforschung.

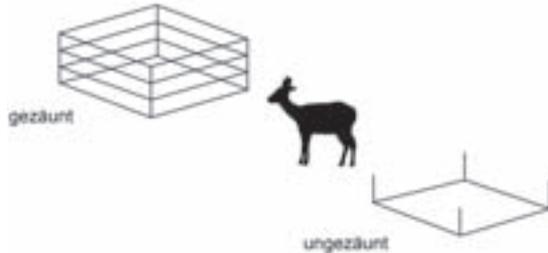


Lage der Wildschutzgebiete in Hessen (Stand 1962).
Legende siehe Tabelle 1.

3 Methodik und Vorgehensweise

3.1 Einrichtung und Aufnahme von Weiserflächen

Weiserflächen dienen der Beobachtung der Vegetationsentwicklung unter dem Einfluss des Schalenwildes und werden in der Regel als Doppelflächen eingerichtet. Eine Parzelle ist zur Vermeidung von Schalenwildverbiss eingezäunt,

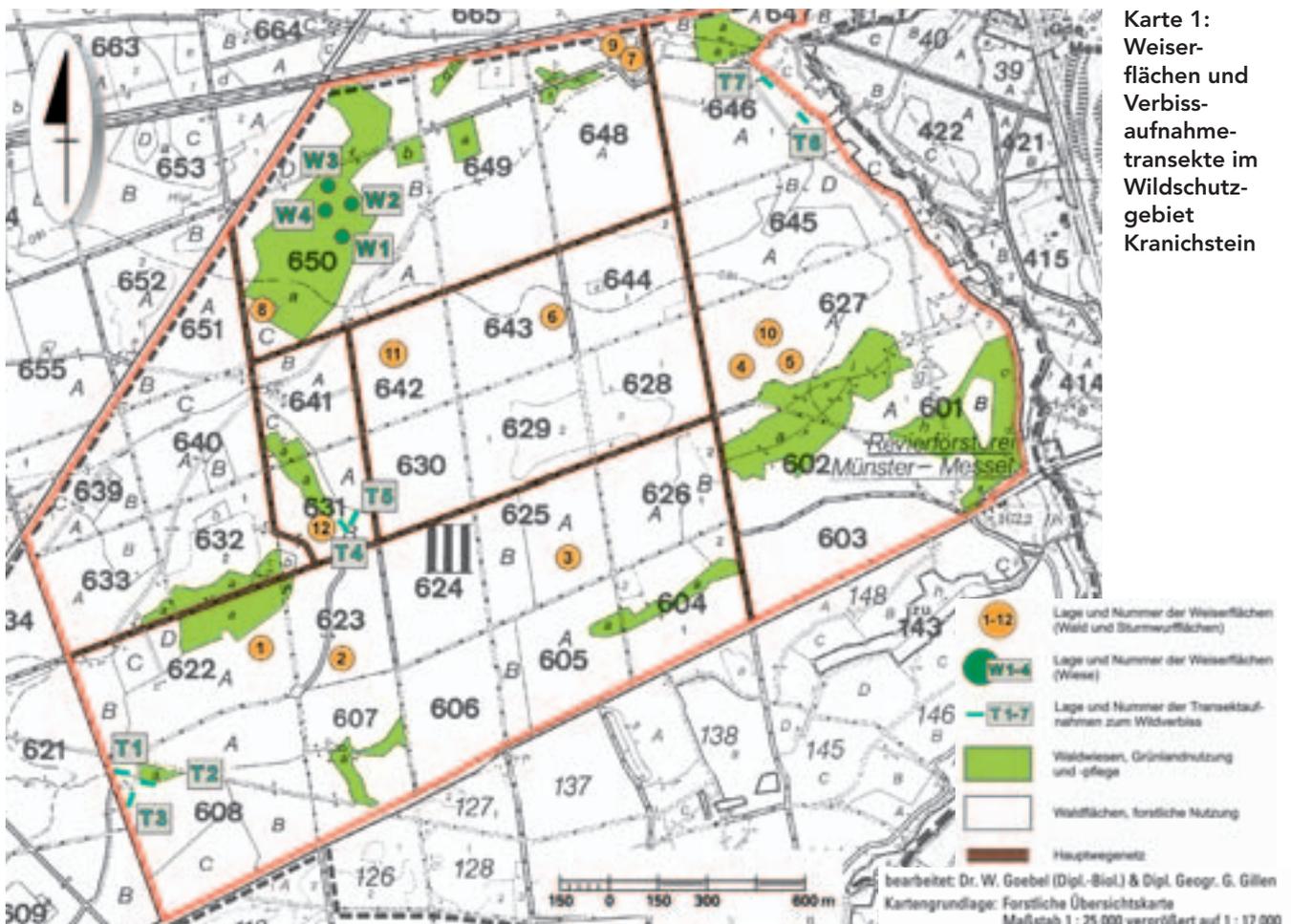


Jedes Weiserflächenpaar besteht aus einer gezäunt Fläche und einer ungezäunt Vergleichsfläche.

die andere Parzelle bleibt ungezäunt, ist mit Pflöcken markiert und dient der Beobachtung der weiteren Entwicklung unter Anwesenheit von Schalenwild (Petrauk 1990; Reimoser

& Suchant 1992). Eine zentrale Aufgabe im Rahmen des Lebensraumgutachtens im Wildschutzgebiet Kranichstein war die Erfassung und Bewertung des Schalenwildeinflusses auf die Waldvegetation. Auf der Basis der im Untersuchungsgebiet erhobenen Grundlagendaten, mit Hilfe der Forsteinrichtungsdaten und der Ortskenntnis des damaligen Revierleiters Walter Erhardt, wurden zwischen Herbst 1991 und Frühjahr 1992 insgesamt neun repräsentative Weiserflächen in naturnahen Waldbeständen sowie vier repräsentative Weiserflächen auf der größten und standörtlich reichhaltigsten Wiese des Wildschutzgebietes ausgewählt und vom Forstamt Darmstadt eingerichtet. Im Jahre 1996 folgte die Einrichtung weiterer drei Weiserflächen auf Sturmwurfflächen, die nach den Orkanen Vivian und Wiebke am 28.2. und 1.3.1990 entstanden waren.

Die Auswahl der Weiserflächen erfolgte nicht nach einem Rasterschema, vielmehr war die Kenntnis der Standortverhältnisse und Waldgesellschaften auf vegetationskundlicher Basis das entscheidende Auswahlkriterium für die Lage der Weiserflächen. Bei der Einrichtung der Weiserflächen waren zudem Lichtgenuss (Beschattung durch das Kronendach und die zweite Baumschicht) und kleinräumige



Standortverhältnisse (Bodensenken, Verdichtungsrippen durch Fahrspuren, Wurzelteller etc.) zu berücksichtigen. Entscheidend war weiterhin, dass die Baumartenzusammensetzung und die Gehölzverjüngung, vor allem aber auch die vegetationskundlichen Verhältnisse der Bodenflora (Artenzusammensetzung und Deckungsgrade) auf den gezäunten und ungezäunten Flächen, zum Zeitpunkt der Einrichtung miteinander vergleichbar waren. Alle Weiserflächen wurden in Einstandsgebieten des Schalenwildes angelegt. Die Lage der Weiserflächen ist zusammen mit den Verbissaufnahme-transekten in Karte 1 dargestellt.

Die Aufnahme der Weiserflächen erfolgte als pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme. Darüber hinaus wurden der verbissene Anteil der oberirdischen Pflanzenmenge der Pflanzenarten geschätzt und der Gehölzverbiss erhoben (vgl. Petrak 1991; im Detail s.u.).

Um den Bestandscharakter der Waldweiserflächen während des Untersuchungszeitraumes möglichst unverändert zu erhalten, wurde mit dem Forstamt vereinbart, in einem Umfeld von etwa 100 Metern um die Flächenpaare keine forstlichen Eingriffe durchzuführen. Aufgrund der heterogenen Standort- und Strukturverhältnisse ist die Errichtung von 16 Weiserflächen auf 510 Hektar bzw. 3 Weiserflächen pro 100 Hektar als Minimum im Untersuchungsgebiet anzusehen.

Weiserflächen im Wald

Ziel der Auswahl der Waldweiserflächen war neben der allgemeinen Repräsentativität innerhalb des Untersuchungsgebietes und Naturraumes die Berücksichtigung möglichst vieler naturnaher Waldtypen, also eine möglichst breite Standortpalette von den trockenen, bodensauren Standorten bis zu den feuchten, basenreichen Auenstandorten.

Je Weiserfläche wurde eine ungezäunt belassene (A-)Parzelle auf 10 x 10 m an den Ecken quadratisch ausgepflockt und eine (B-)Parzelle mit 12,5 x 12,5 m Grundfläche dauerhaft eingezäunt. In beiden Parzellen wurden 10 x 10 m (also 100 m² Fläche) aufgenommen.

Die neun Weiserflächenpaare im Wald wurden zwischen 1992 und 2000 jedes Jahr zweimal aufgenommen (zu einem ersten Termin im Vollfrühling/Frühsummer von Mitte Mai bis Anfang Juni und zu einem zweiten Termin im Spätsommer/Herbst von Ende August bis Mitte September).

Der Zeitpunkt der Gehölz- und Verbissinventur im Mai/Juni bietet einerseits die Möglichkeit, den Winterverbiss und den beginnenden Sommerverbiss in Stufen unterschiedlicher Verbissintensität zu taxieren (vgl. Reimoser & Reimoser 1998; Schulze 1997), andererseits hat dieser Zeitpunkt aus vegetationskundlicher Sicht den Vorteil, dass die Gras- und Krautschicht der Waldbodenvegetation dann optimal entwickelt ist. Der Zeitpunkt der Verbissaufnahme im Spätsommer/Herbst bietet ergänzend einen Überblick über die Verbissintensität an Gehölzen und Bodenvegetation im Verlauf des Sommers.

Die pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme wurde nach der Methode der Artmächtigkeitsschätzung (Braun-Blanquet 1964, vgl. auch Dierschke 1994) durchgeführt. Hierbei wurden auf 100 m² alle vorkommenden Pflanzenarten notiert und nach ihrem oberirdischen Mengenanteil abgeschätzt. Die dafür verwendeten Zahlen und Symbole sind nach Braun-Blanquet (1964) wie folgt definiert (vereinfachte Darstellung), wobei der den Mengenanteil kennzeichnende Deckungsgrad als Anteil der Flächenbedeckung einer Pflanzenart in Bezug zur Gesamtfläche zu verstehen ist:

Tabelle 2: Klassifizierte Deckungsgrade der Pflanzen auf den Weiserflächen nach Braun-Blanquet in vereinfachter Form

Deckungsgrad	Bedeckte Fläche
5	75–100 % der Weiserfläche
4	50–< 75 % der Weiserfläche
3	25–< 50 % der Weiserfläche
2	5–< 25 % der Weiserfläche
1	< 5 % der Weiserfläche
+	nur wenige Pflanzen
r	nur 1(–2) Pflanzen

Um eine exakte Erfassung der Vegetationsdynamik – wie sie im Rahmen der Aufgabenstellung sinnvoll erschien – zu ermöglichen, wurde der Deckungsgrad der Pflanzenarten gleichzeitig in Prozent abgeschätzt (Tab. 2). Die Aufnahmen umfassen alle Schichten von der (oberen) Baumschicht bis zur Krautschicht. Auf eine detaillierte Erfassung der Moosschicht wurde angesichts der Aufgabenstellung verzichtet.

Zentrale Aufgabe war die Erfassung und Bewertung des Einflusses biotischer Faktoren (Pilze, Mäuse, Hasen, Schalenwild), speziell des Schalenwildeinflusses. Hierfür wurden in der Vollfrühling-/Frühsummer-Aufnahme und in der Spätsommer-Aufnahme alle in den Weiserflächen wachsenden Pflanzenarten nach Verbisspuren untersucht. Die Beäsung wurde danach mengenmäßig für jede Pflanzenart abgeschätzt. Die Menge der aufgenommenen Teile einer Pflanzenart bestimmt dabei die Beäsungsintensität dieser Art und wird als Äsungsmengenzahl bezeichnet (Petrak 1991). Zur Ermittlung der Äsungsmengenzahl wird der Prozentanteil der abgebissenen Sprosse, Triebe und Blätter geschätzt. Als Bezug wird die oberirdische Pflanzenbiomasse der Pflanzenart in der Parzelle herangezogen (Tab. 3).

Gleichermaßen wurde der Gehölzverbiss in den Weiserparzellen erfasst. Eine nach den Verbissgraden 0–7 differenzierte Aufnahme jeder Gehölzpflanze auf den ungezäunten (A-)Parzellen dokumentiert dabei die Verbissbelastung. Die Gehölze wurden nach Höhenklassen in 10 cm-Stufen taxiert (Tab. 4). Im Ergebnis erhält man

Tabelle 3: Klassifizierte Äsungsmengenzahlen der Pflanzen auf den Weiserflächen nach Petrak

Äsungsmengenzahl	Anteil abgeäster Wurzeln, Sprossen und Blätter
0	keine Pflanzen beäst
1	< 5 %
2	5–< 25 %
3	25–< 50 %
4	50–< 75 %
5	75–100 %

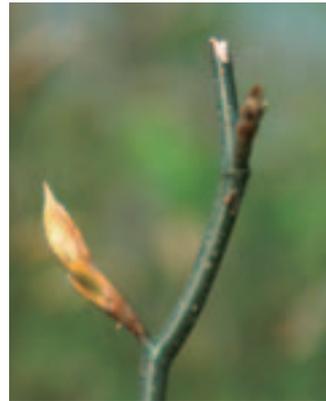
Tabelle 4: Klassifizierte Verbissgrade der Gehölze auf den Weiserflächen nach Petrak und Pollanschütz

Verbissgrad	Anteil verbissener Triebe	
	Seitentriebe	Leittrieb
0	0 %	Unverbissen
1	< 60 %	Unverbissen
2	60–90 %	Unverbissen
3	> 90 %	Unverbissen
4	< 30 %	Verbissen
5	30–60 %	Verbissen
6	60–90 %	Verbissen
7	> 90 %	Verbissen

Baumart, Anzahl, Wuchshöhe und Verbissgrad aller auf einer Parzelle wachsenden Gehölze. Die Verbissaufnahme der Gehölzpflanzen erfolgte nach der von Petrak (1991) und Pollanschütz (1980) beschriebenen Methode.

Da für die Höhenentwicklung der jungen Gehölze vor allem der Leittriebverbiss entscheidend ist, wurde in Anlehnung an Reimoser & Reimoser (1998) und Simon et al. (2003) in der Datenauswertung der Leittriebverbiss herausgearbeitet, ohne hierbei jedoch zwischen den Verbissgraden 4–7 zu differenzieren (leittriebverbissene Gehölze zeigten meist einen Verbissgrad von 4–5). Dabei wird deutlich, dass in Wuchshöhen ab 50 cm bis 140 cm der Seitentriebverbiss gegenüber dem Leittriebverbiss vernachlässigbar ist. Ein bedeutsamer Aspekt für die Fragestellung war die Unterscheidung zwischen Winter- und Sommerverbiss (vgl. Simon et al. 2003). Durch die zweimalig im Jahr stattfindende Gehölaufnahme im Mai und September wurde es möglich, zwischen Winterverbiss und Sommerverbiss der Gehölze zu differenzieren.

Die durch Trockenschäden abgestorbenen Exemplare ebenso wie die durch Raupen-, Schnecken- oder Käferfraß



Leittriebverbiss an einer jungen Buche.

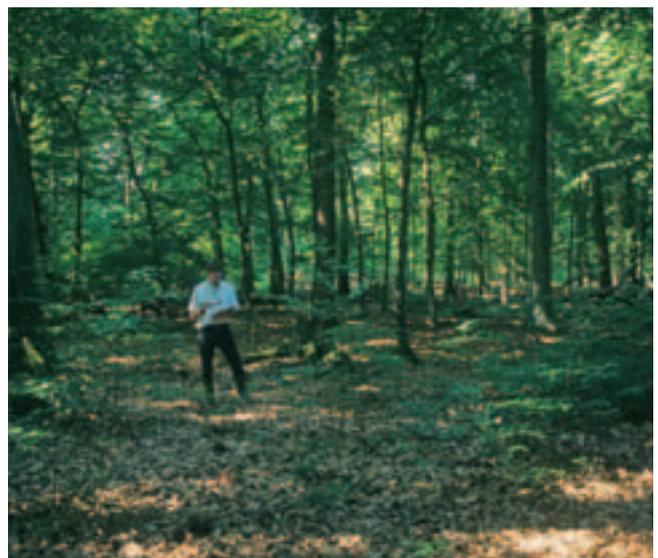
völlig kahlgefressenen Gehölze wurden nicht in der Summenbildung der Gesamtanzahl der Gehölze berücksichtigt, wurden aber – falls überhaupt bei der Aufnahme sichtbar – dokumentiert. Die durch Mäuse und Hasen verbissenen Gehölze

wurden kategorisch den nicht verbissenen zugerechnet, da primär der Schalenwildverbiss dokumentiert wurde. In Fällen mit signifikantem Verbisseinfluss durch Mäuse und Hasen wurde dieser zahlenmäßig exakt erfasst und gesondert zum Schalenwildverbiss notiert.

Nach Einrichtung der Waldweiserflächen im Jahr 1992 wurden auf den Zaunflächen die Ist-Situation dokumentiert: Bodenvegetation und Deckungsgrade der Kraut- und Strauchschicht wurden erhoben sowie Deckungsgrade und maximale Wuchshöhen der Gehölze notiert. Auf eine detaillierte Aufnahme der Gehölze in den B-Parzellen wurden jedoch bis 1995 verzichtet. Beginnend mit dem Jahr 1996 wurde erstmals nach vier Jahren auch der Baumjungwuchs der eingezäunten B-Parzellen – nach Baumarten und Größenklassen getrennt – aufgenommen, um die Entwicklung des Baumjungwuchses unter Ausschluss des Wildeinflusses von nun an fortlaufend zu dokumentieren. Für die Jahre 1996–2000 liegen für A- und B-Parzellen geschlossene Datenreihen vor.

3.1.2 Weiserflächen auf Sturmwurfflächen

Durch die Orkane im Spätwinter 1990 entstanden auch im Wildschutzgebiet Kranichstein erhebliche Sturmwurfflächen, die später teilweise und vor allem mit Eiche wiederaufgeforstet, in einigen Teilen aber auch der natürlichen Sukzession überlassen wurden. Nachdem diese Flächen zunächst mit Schlagfluren, Landreitgrasfluren und nachfolgenden Sukzessionsstadien wiederbesiedelt wurden, wuchsen etwa ab 1993 und 1994 auch zahlreiche Gehölzarten in zum Teil großer Menge auf, was zu völlig neuen Nahrungs- und Äsungsverhältnissen für das Wild führte. Um diese Entwicklung wissenschaftlich zu dokumentieren, erschien es geboten, weitere Weiserflächen auf einigen der größeren Sturmwurfflächen auszuwählen und einzurichten. Dies geschah im August 1996 mit drei Weiserflächenpaaren, die ebenso wie die Waldweiserflächen ausgepflockt, eingezäunt und analog den Waldweiserflächen nummeriert wurden. Die drei Flächenpaare wurden seit Anfang September 1996 in gleicher Weise und zeitgleich mit den neun Waldweiserflächen aufgenommen.



Weiserflächen im Wald: Weiserfläche 2 Waldmeister-Buchenwald (Zaun- und Vergleichparzelle oben), Weiserfläche 3 Eichen-Hainbuchenwald (Zaun- und Vergleichparzelle Mitte), Weiserfläche 4 Hainsimsen-Buchenwald (Zaun- und Vergleichparzelle unten).

Tabelle 5 : Die neun Weiserflächenpaare unterschiedlicher Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet Kranichstein mit ihren wichtigsten Kenndaten.

Weiserfläche	Vegetationstyp	Bodenverhältnisse	Baumbestand
1 – Abt. 622 A	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, bodensaure Hainsimsen-Ausbildung (<i>Stellario-Carpinetum luzuletosum</i>)	wechselfrisch, mesotroph, mäßig basenreich Pseudogley aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem, mullartiger Moderhumus	Eiche ca. 210-jährig + Rotbuche, Hainbuche
2 – Abt. 623 A	Waldmeister-Buchenwald, bodensaure Hainsimsen-Ausbildung, Rasenschmielen-Variante (<i>Galio odorati-Fagetum luzuletosum</i>)	wechsell trocken, (meso-)eutroph, basenreich Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Melaphyr, Mullhumus	Rotbuche ca. 200-jährig + Eiche
3 – Abt. 625 A	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, bodensaure Hainsimsen-Ausbildung, Pfeifengras-Variante (<i>Stellario-Carpinetum luzuletosum</i>)	wechselfeucht, mesotroph, mäßig basenreich Pseudogley aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem, mullartiger Moderhumus	Eiche ca. 120-jährig + Hainbuche
4 – Abt. 627 A	Hainsimsen-Buchenwald, typische Ausbildung, Rasenschmielen-Variante (<i>Luzulo-Fagetum typicum</i>)	wechsell trocken, (oligo-) mesotroph, mäßig basenarm Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem, Moderhumus	Rotbuche ca. 180-jährig + Eiche, Hainbuche
5 – Abt. 627 A Diese Fläche wurde ursprünglich zur speziellen Untersuchung des Schwarzwildeinflusses eingerichtet, musste aber 1995 wegen Sturmwurf und anderen erheblichen Veränderungen in der Fläche aus dem Untersuchungsprogramm ausscheiden	Hainsimsen-Buchenwald, typische Ausbildung, Rasenschmielen-Variante (<i>Luzulo-Fagetum typicum</i>)	wechsell trocken, (oligo-) mesotroph, mäßig basenarm	
6 – Abt. 643	Bodensaurer Eichenmischwald, Pfeifengras-Torfmoos-Ausbildung (<i>Holco-Quercetum molinietosum</i>)	wechselfeucht (bis wechsellnass), (oligotroph bis) mesotroph, basenarm (Stagnogley-)Pseudogley aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem, Moderhumus	Eiche ca. 170-jährig (+ Hainbuche)
7 – Abt. 648 C	Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, Rispenseggen-Ausbildung (<i>Pruno-Fraxinetum caricetosum paniculatae</i>)	sehr feucht (bis nass), eutroph, sehr basenreich Anmoorgley aus holozänen Auensedimenten, Anmoorhumus	Erle ca. 70-jährig
8 – Abt. 650 C	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, Waldziest-Ausbildung (<i>Stellario-Carpinetum stachyetosum</i>)	wechselfrisch, eutroph, basenreich Braunerde-Auengley aus Flugsand (bzw. Decksediment) über holozänen Auensedimenten und Rotliegendem, Mullhumus	Eiche ca. 70-jährig
9 – Abt. 648 C	Hainmieren-Bacherlenwald, typische Ausbildung (<i>Stellario-Alnetum glutinosae typicum</i>)	feucht, eutroph, sehr basenreich Brauner Auenboden aus holozänen Auensedimenten, Feuchtmullhumus	Erle ca. 70-jährig



Weiserflächen auf Sturmwurfflächen von 1990:
Weiserfläche 10 (Zaun- und Vergleichparzelle oben),
Weiserfläche 11 (Vergleichparzelle unten)
und Weiserfläche 12 (Zaun- und Vergleichparzelle Mitte).

Tabelle 6: Die drei Weiserflächenpaare der Sturmwurfflächen von 1990 im Wildschutzgebiet Kranichstein mit ihren wichtigsten Kenndaten

Weiserfläche	Vegetationstyp	Bodenverhältnisse	Baumbestand
10 – Abt. 627	Rotstraußgras-Landreitgras-Schlagflur, wechselfeuchte Flatterbinsen-Ausbildung (<i>Agrostis capillaris</i> - <i>Calamagrostis epigejos</i> -Gesellschaft)	wechselfeucht, mesotroph, mäßig basenreich Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem	Eichen-Jungpflanzung, vorher ungezäunt, pioniergehölzreich
11 – Abt. 642	Brombeer-Landreitgras-Schlagflur, wechselfeuchte Flatterbinsen-Ausbildung (<i>Rubus fruticosus</i> - <i>Calamagrostis epigejos</i> -Gesellschaft)	wechselfeucht, mesotroph, mäßig basenreich Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem	Eichen-Jungpflanzung, vorher ungezäunt, pioniergehölzreich
12 – Abt. 631	Brombeer-Gestrüpp, wechselfeuchte Flatterbinsen-Ausbildung (<i>Rubus fruticosus</i> -Gesellschaft)	wechselfeucht, mesotroph, mäßig basenreich Braunerde-Auengley aus Flugsand (bzw. Decksediment) über holozänen Auensedimenten und Rotliegendem	Ohne Pflanzung, vorher ungezäunt

Tabelle 7: Die vier Weiserflächenpaare der Rottwiese im Wildschutzgebiet Kranichstein mit ihren wichtigsten Kenndaten

Weiserfläche	Vegetationstyp	Bodenverhältnisse	Besondere Arten
Wi 1	Kümmelsilgen-Binsen-Pfeifengraswiese, typische Ausbildung (<i>Selino-Juncetum acutiflori typicum</i>)	feucht, oligo-mesotroph, sehr basenreich Nassgley aus holozänen Auensedimenten	Vorkommen von Sibirischer Schwertlilie, Nattertongelbe, Färberscharte u.a.
Wi 2	Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese, Hundsstraußgras-Ausbildung (<i>Cirsio tuberosi</i> - <i>Molinietum agrostietosum caninae</i>)	wechselfeucht, oligo-mesotroph, basenreich Auenpseudogley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Vorkommen von Knollenkratzdistel, Kriechweide, Nordischem Labkraut u.a.
Wi 3	Flügelginster-Borstgrasrasen, Pfeifengras-Ausbildung (<i>Festuco-Genistelletum molinietosum</i>)	wechselfeucht, oligotroph, mäßig basenreich Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem	Vorkommen von Prachtnelke, Heilziest u.a.
Wi 4	Glatthaferwiese, Feldhainsimsen-Ausbildung (<i>Arrhenatheretum luzuletosum</i>)	wechselfeucht, mesotroph, mäßig basenreich Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem	Vorkommen von Knolligem Mädesüß u.a.

3.1.3 Weiserflächen auf Wiesen

Die Wiesenflächen im Wildschutzgebiet Kranichstein umfassen 52 ha, nehmen etwa 10% der Gesamtfläche ein und verteilen sich auf drei größere und zehn kleinere Waldwiesen. Die große Bedeutung der Wiesenflächen im Gebiet als Lebens- und Nahrungsraum für das Wild war durch die Grundlagenuntersuchungen und die jagdpraktischen Erfahrungswerte hinreichend bekannt. Um auch hier wissenschaftlich gesicherte Ergebnisse zum Wildeinfluss auf die Wiesenvegetation zu erhalten, wurden im Frühjahr

1992 insgesamt vier Weiserflächenpaare auf der größten und standörtlich reichhaltigsten Wiese des Gebietes, der 13,4 ha großen Rottwiese, ausgewählt und eingerichtet. Dabei sollten die wesentlichen und vor allem ökologisch besonders bedeutsamen Pflanzengesellschaften repräsentiert sein. Die Flächenpaare haben eine Größe von 5 x 5 m, die jeweils dem Wild unzugänglichen Parzellen sind auf 6 x 6 m eingezäunt.

Die vier Weiserflächenpaare wurden im Untersuchungszeitraum zwischen 1992 und 2000 jedes Jahr zwischen Ende Juni und Anfang Juli pflanzensoziologisch sowie



Weiserflächen auf der Rottwiese: Übersicht über die Rottwiese mit den Weiserflächen 1 und 2 (oben links), Weiserfläche 1 Pfeifengraswiese im Frühjahrsaspekt (oben rechts), Weiserfläche 3 Borstgrasrasen mit Schwarzwildumbruch auf der Vergleichparzelle im Sommeraspekt (unten links) und Weiserfläche 4 Glatthaferwiese im Sommeraspekt (unten rechts).

nach der Methode der Deckungsgrad-Prozentschätzung aufgenommen (vgl. Kap. 3.1). Darüber hinaus wurde auch die Beäsung der Wiesenpflanzen mittels der Äsungsmengenzahlen 0–5 wie auf den Waldweiserflächen mengenmäßig abgeschätzt (vgl. Kap. 3.1). Schwarzwildumbruch auf den nicht gezäunten Parzellen wurde flächenscharf dokumentiert. Um die Vergleichbarkeit der Wiesenmahd zum übrigen Wiesengelände zu erhalten, wurden die Weiserflächenpaare zur Zeit der Heumahd unter Regie des Forstamtes zeitgleich motormanuell gemäht.

Über die Aufnahme der Weiserflächen hinaus wurden auf den drei größten Wiesen des Gebietes (Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese) seit 1992 regelmäßig Kartierungen des Schwarzwildumbruches durchgeführt, um den Einfluss des Schwarzwildes auf die Wiesenvegetation auch großflächig zu dokumentieren. Diese Untersuchungen sind noch nicht abgeschlossen.

3.2 Transektaufnahmen zum Wildverbiss

Trotz der repräsentativen Auswahl der Waldweiserflächen war es unvermeidlich, dass einige Waldlebensraumtypen zunächst unberücksichtigt oder unterrepräsentiert blieben. Es handelt sich vor allem um schmale Bachauen- und Quellursprungsbereiche, auf denen die Einrichtung von Weiserflächen zumindest technisch ohnehin schwierig ist. Derartige Flächen bieten jedoch ein ganz besonderes Lebensraum- und Nahrungspotenzial, das über dasjenige der neun eingerichteten Waldweiserflächen deutlich hinausgeht. Insbesondere sind dort Baumarten und Waldgesellschaften vertreten, die im Gebiet selten sind und bislang bei den Verbissaufnahmen kaum oder nicht berücksichtigt werden konnten: Esche, Flatterulme,

Winterlinde sowie als Waldgesellschaft der sehr kleinräumig vertretene Winkelseggen-Erlen-Eschenwald. Zudem erschien es geraten, weitere der beruhigten Waldbereiche des Gebietes ebenfalls mit Wildverbisserhebungen in das Monitoring einzubeziehen.

Daher wurden schließlich in den Jahren 1999 und 2000 die wesentlichen der oben genannten Standortbereiche mittels Transektaufnahmen genauer untersucht. Aus Gründen der Praktikabilität und der Übersicht erfolgte die Aufnahme in Anlehnung an das in Hessen angewandte Transektverfahren. Dabei wurden in einem etwa 50 m langen und etwa 2 m breiten Transektstreifen alle Gehölze bis 180 cm Höhe gezielt nach Verbiss Spuren untersucht und analog zu den Waldweiserflächen getrennt nach Höhenklassen in 10 cm-Stufen aufgenommen. Als Ergebnis wurde Baumart, Anzahl der Gehölze, Wuchshöhe und Verbissgrad festgehalten. Die Verbissaufnahme

der Gehölzpflanzen erfolgte in Orientierung an die von Petrak (1991) und Pollanschütz (1988) beschriebene Methode, die hier auf zwei Stufen vereinfacht wurde (vgl. Simon et al. 2003 und Kap. 3):

- Stufe 1 = unverbissen oder nur Seitentriebverbiss (Verbissgrade 0–3 nach Petrak 1991)
- Stufe 2 = Leittriebverbiss (Verbissgrade 4–7 nach Petrak 1991)

Auch der Verbissgrad von im Transekt vorkommenden äsungsbeliebten Pflanzenarten wurde grob quantitativ erfasst. Die Lage der Transekte ist in Karte 1 dargestellt.



Markierung der Gehölz-Transekte in feuchtegeprägten Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet: Eichen-Hainbuchenwald T6, Erlen-Eschenwald T7 und Erlen-Eschenwald T5.

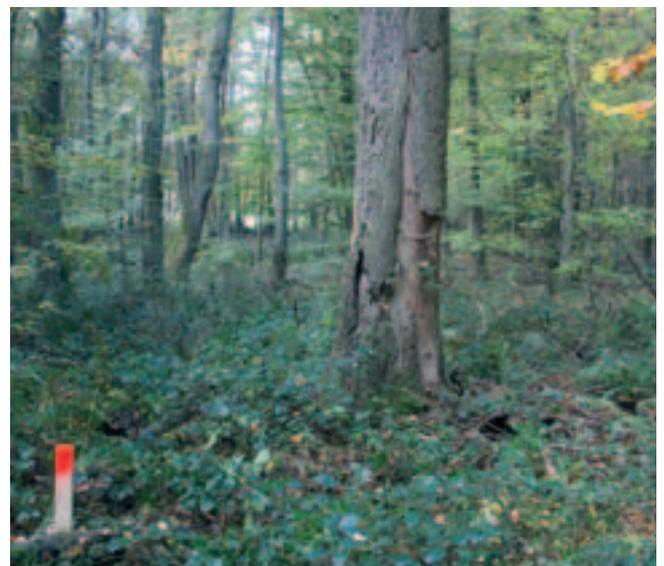
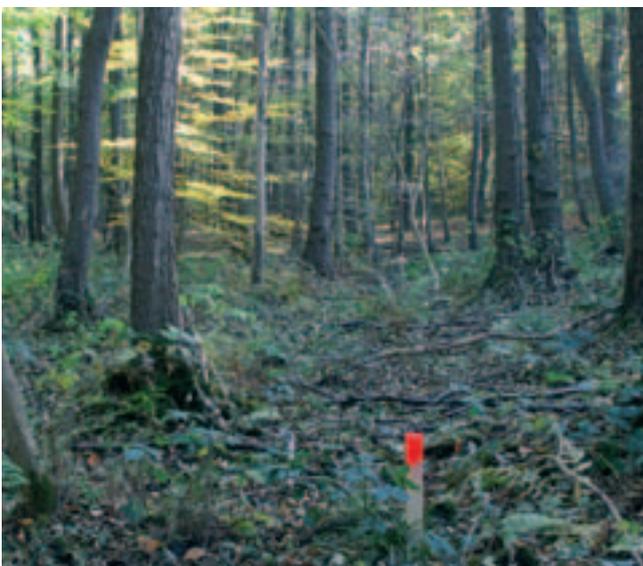


Tabelle 8 : Die sieben 50m x 2m Transekte in feuchtegeprägten Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet Kranichstein mit ihren wichtigsten Kenndaten

Transekt	Vegetationstyp	Bodenverhältnisse	Topographie
T 1 – Abt. 608 E	Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, Gundermann-Ausbildung (<i>Pruno-Fraxinetum glechometosum</i>)	(wechsel-)feucht, eutroph, basenreich Auengley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Schmale Bachaue mit sehr geringem Gefälle
T 2 – Abt. 608 E	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, Waldziest-Ausbildung (<i>Stellario-Carpinetum stachyetosum</i>)	wechselfeucht, eutroph, basenreich Auenpseudogley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Bachauenrandbereich mit eingetieftem Graben und sehr geringem Gefälle
T 3 – Abt. 608 E	Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, Typische Ausbildung (<i>Carici remotae-Fraxinetum typicum</i>)	sickernass, meso-eutroph, basenreich Nassgley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Schmale Quellrinne mit geringem Gefälle
T 4 – Abt. 631 B	Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, Gundermann-Ausbildung (<i>Carici remotae-Fraxinetum glechometosum</i>)	sickerfeucht, meso-eutroph, basenreich Auengley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Schmale Quellrinne mit geringem Gefälle
T 5 – Abt. 631 B	Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, Gundermann-Ausbildung (<i>Carici remotae-Fraxinetum glechometosum</i>)	sickerfeucht, meso-eutroph, basenreich Auengley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Flacher Graben mit Quellbereichen, geringes Gefälle
T 6 – Abt. 646 A	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, Waldziest-Ausbildung (<i>Stellario-Carpinetum stachyetosum</i>)	wechselfeucht, eutroph, basenreich Auenpseudogley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Randbereich der Silzbachaue mit sehr geringem Gefälle
T 7 – Abt. 646 A	Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, typische Ausbildung (<i>Pruno-Fraxinetum typicum</i>)	feucht, eutroph, basenreich Nassgley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem	Stark grundwassergeprägter Randbereich der Silzbachaue mit sehr geringem Gefälle

3.3 Transektaufnahmen zur Rindenschälung

Insbesondere die Buche stockt im Wildschutzgebiet Kranichstein auf größeren Flächen im schälfähigen Alter. Ziel der Schälaufnahmen war es, den Umfang an aktueller und alter Rindenschälung festzustellen. Die Ergebnisse stellen die Grundlage für die Diskussion möglicher Ursachen von Schälschäden und Wechselwirkungen zwischen Schadensausmaß, Wilddichte und Wildtierverhalten dar. Die Aufnahme der Rindenschäle erfolgte jedes Jahr stichprobenartig in schälgefährdeten Beständen im Baumalter von 10 Jahren bis maximal 60 Jahren (vgl. Richtlinie über die Hege und Bejagung des Rotwildes in Hessen. Forstliches Gutachten über die Schälschadenssituation in den Rotwild-

gebieten bzw. -bezirken 1990, 1992, 1993). In Orientierung an der Schälgefährdung der Rotbuche bis zum Alter 60 Jahre gemäß dem Forstlichen Gutachten Hessen wurden analog auch die Laubbaumarten Esche, Linde, Bergahorn, Hainbuche und Kirsche bis zum Alter von 60 Jahren auf frische Schälwunden taxiert. Die Fichte wurde bis zum Alter von 40 Jahren begutachtet, die Eiche bis zum Alter von 30 Jahren (vgl. Petrak 2001). Auf Edellaubbaumarten, Hainbuche und Weichhölzer wurde ein besonderes Augenmerk gelenkt, da diesen Baumarten aufgrund ihrer hohen Schälbevorzugung eine Weiserfunktion zukommt (Prien 1997; Ueckermann 1960, 1981). Insgesamt wurden jedoch alle schälfähigen Bestände im Wildschutzgebiet im Rahmen der Schälaufnahmen berücksichtigt.

Die Erfassung der Schälereignisse erfolgte nach der Methode der Linientaxation (Simon & Petrak 1998). Die



FrISChe und alte Schälwunden an Buche.



Methode erfasst entlang von Transekten, die in gleichmäßiger Verteilung über den Bestand gelegt sind und damit die Bestandssituation repräsentativ widerspiegeln, alle Stämme innerhalb eines ein bis zwei Meter breiten Korridors. Im Ergebnis erhält man ein Schälprozent, das auf einer hohen Stammstichprobe basiert und daher auch als Datengrundlage für umfangreichere Fragestellungen zum Themenkomplex Schälwunden geeignet ist. Die Methode ist sowohl in Naturverjüngungen wie Pflanzungen gut anwendbar.

Um das neue Schälereignis möglichst vollständig zu erfassen, erfolgt die Schälaufnahme im August gegen Ende der Vegetationszeit. Im Rahmen der Schälaufnahme wird die Sommerschäle und die zurückliegende Winterschäle erfasst. Die Schälereignisse werden nach den Schältypen Stammsommerschäle, Stammwinterschäle und Wurzelanlaufschäle differenziert; weiterhin wird zwischen neugeschälten Stämmen, d.h. Stämmen, die im Aufnahmejahr neu geschält wurden, jedoch bereits alte Schälwunden aufweisen, und erstgeschälten Stämmen, d.h. Stämmen, die im Aufnahmejahr erstmalig geschält wurden, unterschieden (vgl. Simon & Petrak 1998; Simon 2003). Altschälwunden und Schälenschutzmaßnahmen wurden in den Aufnahmen berücksichtigt.

3.4 Ergänzende Untersuchungen zu Baummast, Baumverjüngung und Wildverbiss

Baumfrüchte von Eichen und Buchen bilden im Herbst und Winter eine bedeutende ergänzende Nahrungsgrundlage für das Schalenwild im Wildschutzgebiet. Es ist daher zu erwarten, dass die Intensität des Winterverbisses an

Gehölzen und Bodenvegetation in Beziehung zur verfügbaren Menge an Baummast steht. Für die Analyse der Wechselwirkungen zwischen Wildeinfluss und Vegetation war es also notwendig, gebietspezifische Daten zur Größenordnung von Baummasten zu kennen.

Um die Menge an Baumfrüchten abschätzen zu können, die dem Schalenwild im Winter als Nahrung zur Verfügung steht, wurden in einer einmaligen Stichprobe am 27. November 2000 in einem schwarzwilddicht eingezäunten über 180-jährigen Eichen-Hainbuchenwald in Abt. 603 auf einer Bezugsfläche von 0,5 ha die auf dem Boden liegenden Eicheln gesammelt und gewogen. Dazu wurden entlang einer Transektlinie, die quer durch die Bestandsfläche führte, alle drei bis sechs Meter sämtliche Eicheln auf einer einen Quadratmeter großen Fläche vollständig abgesammelt. Die Sammelstichprobe umfasste insgesamt 23 Quadranten von jeweils einem Quadratmeter. Da die Fruchtmenge von Eiche zu Eiche stark variieren kann, wurde in einer ergänzenden Stichprobe auf derselben Fläche exemplarisch in einem Radius von fünf Metern um den Stammfuß von zwei 180-jährigen Eichen aus dem Bestandsinneren sowie zwei weiteren mit freier Krone im lichten Bestand stehenden Eichen sämtliche Eicheln abgesammelt. In der Summe wurden auf einer Fläche von 364 m² alle Eicheln gesammelt und gewogen.

Um ergänzende Daten zur Verjüngungsfreudigkeit der Eiche im Wildschutzgebiet, insbesondere zum Verjüngungspotenzial nach einer Vollmast, zu erhalten, wurden als Stichprobe im Frühsommer 1999 (1998 trugen die Eichen in Kranichstein Vollmast) alle Eichenkeimlinge im Stammumfeld von zwei 180-jährigen Eichen innerhalb eines Eichen-Hainbuchenwaldes in Abt. 622 A gezählt. Die beiden Eichen stehen im Umfeld der Waldweiserfläche 1 (Distanz 50 m) und wachsen 40 m voneinander entfernt. Das Auszählen der Eichenkeimlinge erfolgte



Aufkeimende Eicheln im Mai in der Untersuchungsfläche.



Eicheln auf dem Waldboden in der Untersuchungsfläche.

Mitte Mai 1999 in einem Kreisradius von fünf Metern um den Eichenstamm. In diesem Radius fiel entsprechend der Kronenausbildung die Mehrzahl der Eicheln zu Boden, hier war die Keimung junger Eichen besonders hoch.

In einem der verjüngungsfreudigsten Alteichenbestände wurde in Ergänzung zu den Gehölzaufnahmen auf den Weiserflächen und Transekten die Wuchshöhenentwicklung junger Eichenbäumchen unter Verbisseinfluss erfasst. Hierzu wurden im bodensauren Honiggras-Eichenmischwald im Umfeld der Weiserfläche 6 (Distanz 50–100 m)

in Abt. 643 zeitgleich mit den Vegetations- und Verbissaufnahmen in den Versuchspartellen Gehölz-Verbissaufnahmen mit der Methode von Probekreisen durchgeführt. Die Zentren der drei Probekreise lagen 30 Meter auseinander und maximal 100 Meter von den Weiserpartellen 6 entfernt.

3.5 Forstliche Maßnahmen als Bereicherung des Äsungsangebotes

Trieb- und Knospenäsung durch Holzeinschlag im Winter bietet ein nicht zu unterschätzendes zusätzliches Nahrungsangebot. Um die Menge der durch Holzeinschlag angebotenen Winteräsung abschätzen zu können, wurden in der letzten Novemberwoche 2000, repräsentativ für die im Gebiet vorkommenden Baumarten, in einem buchenreichen Eichen-Hainbuchen-Wald in Abt. 627 alle potenziell fressbaren Triebe aus der Krone einer frisch gefällten Rotbuche und der Krone einer frisch gefällten Stieleiche abgeschnitten und gewogen. Ausgewählt wurden repräsentative Bäume aus dem Bestandsinneren mit für den hier zur Verfügung stehenden Raum- und Lichtgenuss typisch ausgeprägten Kronen. Das Kriterium für die Schnittlänge der Triebe waren diesjährig gewachsene, nur gering verholzte Triebe, wie sie vom Schalenwild in der Regel verbissen werden. Die geschnittenen Triebe hatten Längen von 2–20 cm. An einigen Ästen waren Ende November erst wenige Blätter abgefallen; hier wurden an den Trieben vor dem Wiegen alle Blätter entfernt. Die Triebspitzen wurden in große Hanfsäcke gepackt und sofort nach dem Schnitt mit einer Wildbretwaage gewogen (Frischgewicht).



Schneiden der Triebe in frisch gefällten Kronen.

3.6 Verhaltensbeobachtungen des Schalenwildes und Datenanalyse der Wildtagebücher

Verhaltensbeobachtungen bieten besondere Möglichkeiten einer umfassenden Datenaufnahme zu Wildtierverhalten, Sozialgruppenzusammensetzung, Habitatpräferenz, Äsungsvorlieben und Reaktionen auf Störreize.

Sie stellen die Grundlage synökologischer Forschung an Wildtieren dar. Eine Herausforderung ist dabei die systematisch strukturierte Datenerfassung und eine ausreichende Stichprobengröße vergleichbarer Daten.

Um das Verhalten der Schalenwildarten unmittelbar beobachten, erfassen und analysieren zu können, wurde die Methode der Verhaltensbeobachtung im Freiland (Lorenz 1982; Petrak 1992; Tembrock 1980) gewählt. Protokolliert wurden Ort, Datum, Uhrzeit, Witterung, phänologische Entwicklung von Pflanzenarten und -gemeinschaften, Anzahl, Geschlecht und geschätztes Alter der beobachteten Tiere, das Verhalten der Tiere untereinander im Sozialverband ebenso wie das Verhalten zu ihrer Umwelt, bei der Nahrungswahl (selektive Beäsung von Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften) und als Reaktion auf Waldbesucher. Einzelne Verhaltensprotokolle werden im Ergebnis und in der Diskussion als erläuternde Fallbeispiele dargestellt. In der Praxis lässt sich nicht vermeiden, dass der Beobachter gelegentlich als Störgröße für das Wildtier in Erscheinung tritt. Sowohl aus Tierschutzgründen als auch aus methodischen Erwägungen stand behutsames Vorgehen im Gelände bei allen Arbeiten zur Minimierung der eigenen Person als Störreiz an erster Stelle.

Einblick in die Funktion und mögliche Motivation einer Handlungsweise der Wildtiere gewinnt der Beobachter häufig erst nach umfassenden Beobachtungen über einen längeren Zeitraum. Deshalb wurden alle erkennbaren Verhaltensweisen einzelner Beobachtungsintervalle protokolliert und in Form von Grundprotokollen ausformuliert (vgl. Tembrock 1980). Solche Grundprotokolle erfassen unselektiert die beobachteten Verhaltensvorgänge und lassen damit auch später noch eine universelle Nutzung unter verschiedenen Fragestellungen zu. Als Sammelform für die Grundprotokolle wurde das Wildtagebuch nach Petrak (1990, überarbeitet 2001) genutzt. Als Hilfsmittel während der Beobachtungen wurden die in der Feldbiologie klassischen Geräte (Fernglas, Spektiv, Fotoapparat) sowie eine digitale Additionsstoppuhr (z.B. zur Zeitmessung der Verhaltensweise des Sicherns) verwendet.

Die wildökologische Langzeitforschung wurde 1991 durch eine intensive, sieben Monate andauernde Verhaltensstudie an den Schalenwildarten begonnen (Simon 1992). Besonderes Augenmerk wurde dabei auf das Sozial-, Raum- und Nahrungsverhalten des Rotwildes gelegt. Die nahezu ständige Anwesenheit vor Ort sowie Langzeitbeobachtungen während der verschiedenen Tages-, Nacht- und Mondphasen gewährleisteten ein kontinuierliches und umfassendes Datenmaterial und eine hohe Datenqualität.

Nach dieser ersten intensiven Beobachtungsphase bis zum Spätherbst 1991 wurden mehr als 500 Beobachtungsansätze ausgewertet. Bis in den Herbst 2003 wurden die Verhaltensbeobachtungen von der zuständigen Revierförsterin FARin Annerose Stambke fortgeführt.

(Auch ausfüllen, wenn keine Beobachtung gemacht wurde.)		16.00 / 19.45 Uhr
Datum: 23.12.91		Phänologische Jahreszeit: Winter
Sommerzeit: MEZ: X		Gebiet/Revier/teil/Hochsitz:
Bewältigungsgrad: 5	Waldlichtdichte: 1	Sonnensichtbarkeit: 5/2
Windstärke: 4	Temperatur (°C): 2	Nebel (Sichtweite m):
Bewertungen (Schneehöhe, %-Bodendeckung durch Schnee etc.):		Niederachlag:
Rudel Nr.	1	
Uhrzeit (von-bis)	18.00 - 19.15	
Ort (Abt./UTM)	KW/627	
Rudelgröße/Wildart	5 RW	
AT + ST (R+SR)		
AT (R)	2	
ST (SR)	1	
K	2	
K weiblich		
K männlich		
1	1	
2-3	2	
4-6	3-5	
7-9	6u.ä.	
10u.ä.		
ROW	REW	
Verhalten Austreten = 1, Äsen = 2, Ruhe = 3, Wiederkauen = 4, Fortbewegung = 5, Flucht = 6, Sichern zum Beobachter = 7, Sichern = 8, Einzeln = 9		
Aufenthaltswald = 1, Waldrand = 2, Moor = 3, Wiese/Weide = 4, Felddeckung = 5, Felddeckungsnahe = 6, Freies Feld = 7, Am Wasser = 8		
Aufenthaltsort: 1 → 4 → 1		
exakt: Stie 190 m		
(Sorte) → Wiese		
Höhe Bodenveg. (cm) 10		
Geäste Pflanzenteile Blätter, Gräser		
Bemerkungen: (Eigenes Verhalten, Fluchtdistanzen, Entwicklungszustände von Pflanzen (Blüten, Reife etc.) u.a.). Aufschlußreich sind auch Notizen zum Fegen und Verfärben der Hirscharten sowie Angaben zu Wegzug und Rückkehr der Zugvögel. Gleichfalls zu notieren sind Angaben zu anderen Wildarten wie z.B. Habicht, Schnefö, Felöhase und Dachs. Wertvoll sind Beobachtungen insbesondere zu seltenen bzw. geschützten Tierarten.		
Ergänzungen bzw. Skizzen bitte auf der gegenüberliegenden Seite eintragen.		

Normprotokollblatt aus dem Wildtagebuch mit einem Beobachtungsbeispiel: Ein fünfköpfiges Rotwildrudel, bestehend aus zwei Alttieren, zwei Kälbern und einem Schmaltier, zieht um 18.00 Uhr aus einem 140-jährigen Stieleichenbestand der Abteilung 627 auf die Kernwiese und beginnt zu äsen. Um 19.15 Uhr ziehen die Tiere im Schritt in Abteilung 627 ein.

Grundlage der Beobachtungen war das Wildtagebuch. Der zeitliche Schwerpunkt im Beobachtungsintervall lag jedes Jahr von Vollfrühling (Mai) bis in den Vollherbst und Spätherbst (Oktober). Die überwiegende Anzahl der insgesamt mehr als 1.500 Beobachtungsansitze wurde an Waldwiesen von Jagdsitzen aus vorgenommen, die einen guten Überblick über die jeweilige Waldwiese erlaubten und dabei störungsarm zu erreichen waren.

Bei günstigem Wind und rechtzeitigem Ansitz war diese Art der Beobachtung meist störungsfrei. Da vor allem Rotwild und Damwild gerade auf größeren Wiesen im Gebiet mitunter die ganze Nacht verblieben, ergaben sich hier Möglichkeiten längerwährender Beobachtungen. Selbst bei verminderten Lichtverhältnissen während der Nacht war auf den Wiesen auf eine bestimmte Entfernung noch eine Beobachtung der Tiere möglich bzw. konnte kontrolliert werden, ob die Wiese zur Äsungsaufnahme in dieser Nacht genutzt wurde. Entscheidend blieb für den



Lage der Hoch- und Erdsitze, die zur Wildbeobachtung genutzt wurden (einschließlich der Wiesen und Wege).

Beobachtungserfolg in jedem Fall, dass von den Beobachtungssitzen aus nur in Ausnahmefällen gejagt wurde.

Die Beobachtungsdauer vom Ansitz aus betrug meist zwei bis sechs Stunden vom Beginn der Morgendämmerung bis in den Vormittag und vom späten Nachmittag bis in die Nacht. Ergänzt wurden die Beobachtungsintervalle durch Ansitze während des Tages sowie Nachtbeobachtungen in mond hellen Nächten. Im Spätherbst und Winter wurden Beobachtungen durch erschwerende Witterungsbedingungen, vor allem Nebel sowie verminderte Lichtverhältnisse, vom frühen Nachmittag bis ca. 2 Stunden nach Einbruch der Dunkelheit durchgeführt.

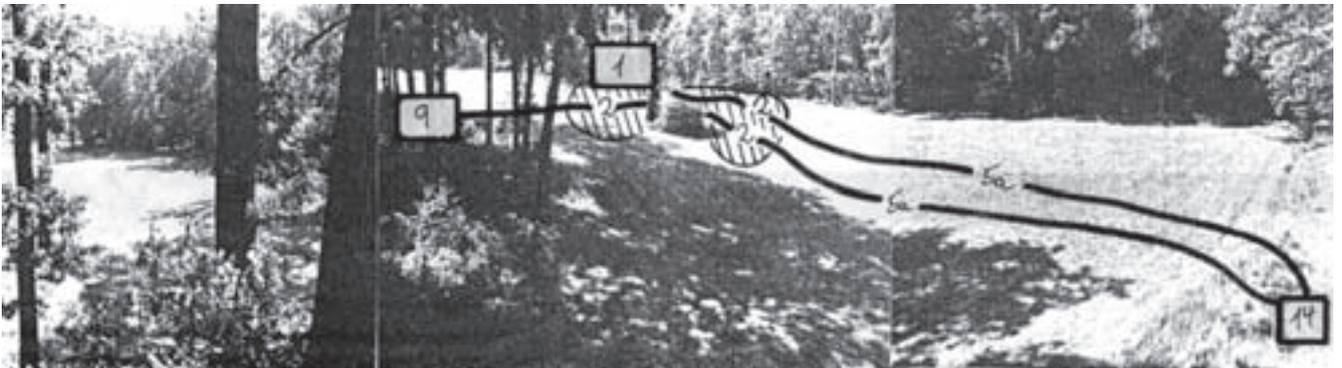
Im Jahr 1991 wurde ein Schwerpunkt in den Verhaltensbeobachtungen auf Feindvermeidung, Störwirkung und Störungsintensität gelegt. Dazu wurde das Sichernverhalten von Alttieren in einem Rudelverband bzw. einzeln ziehender Alttiere protokolliert. Über ein Zeitintervall von mindestens fünf Minuten wurde ausschließlich ein ausgewähltes, äsendes (führendes) Alttier beobachtet. Über dieses Zeitintervall wurde die Zeitdauer des Sicherns mittels einer digitalen Additionsstoppuhr aufsummiert. Das anteilige Sichern am Gesamtverhalten (in Prozent des beobachteten Zeitintervalls von z.B. fünf Minuten) zeigt die Beunruhigung des Alttieres und ist ein Maß für Störwirkungen der letzten Tage und Wochen, die das Tier erfahren hat. Über das anteilige Sichern am Gesamtverhalten und eine ausreichend große Stichprobe beobachteter Tiere ließ sich so der Grad von Störbelastungen im Lebensraum (durch Jagd, Besucherverkehr etc.) ermitteln.



Kolbenhirsche im Mai.



Sicherndes Alttier.



Die Protokollskizze vom 02.08.1991 auf der Höllwiese zeigt das Verhalten eines führenden Rot-Altieres mit seinem Kalb, begleitet von einem zweijährigen Hirsch.

*Die Tiere ziehen um 18:30 Uhr auf die Wiese (1) und beginnen zu äsen (2). Der Hirsch entfernt sich nach wenigen Minuten von den beiden Tieren und zieht im Schritt (5a) an einen Waldtümpel am Wiesenrand und suhlt ausgiebig (14), schreitet schließlich zu Alttier und Kalb zurück und beginnt zu äsen. Der Bereich der beästen Waldwiesenfläche ist schraffiert dargestellt und umfasst ausschließlich den Vegetationstyp der Waldbinsen-Hundsstraußgras-Gesellschaft (*Juncus acutiflorus*-*Agrostis canina*-Assoziation). Um 18:50 Uhr – nach einer 20 Minuten andauernden Nahrungsaufnahme – verlassen die Tiere in ruhigem Schritt die Wiese (9).*

4 Ergebnisse

4.1 Standortlich-ökologische Grundlagen im Untersuchungsgebiet und Naturraum

4.1.1 Lage, Geologie, Boden und Klima

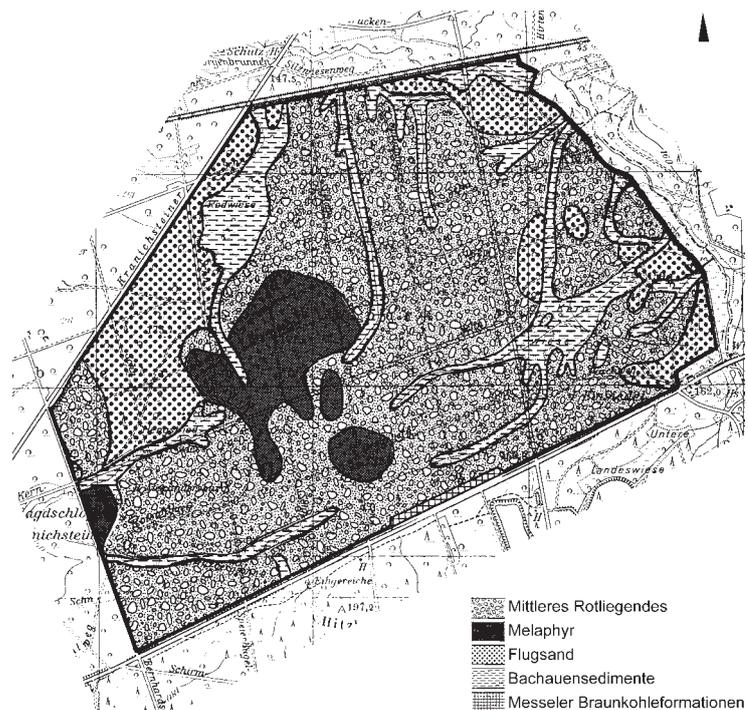
Das unweit von Darmstadt nordöstlich liegende Wildschutzgebiet Kranichstein befindet sich im südwestlichen Teil des Naturraumes „Messeler Hügelland“, der – naturräumlich schon zum Rhein-Main-Tiefland gehörend – auch als hügelige nördliche Fortsetzung des Odenwaldes aufgefasst werden kann (Klausing 1988). Der südliche Teil des Messeler Hügellandes ist walddreich und siedlungsarm, die zahlreichen Waldwiesen sind fast die einzigen Waldlücken. Das Wildschutzgebiet liegt in der kollinen Höhenstufe bei etwa 150–180 m ü. NN und hat eine Größe von 513 ha (vgl. Karte 2). Davon sind 86% Waldflächen und 10% Waldwiesen. Am Ostrand des Gebietes verläuft die einzige etwas breitere, ganzjährig grundwassergeprägte Aue des Silzbaches. Im übrigen Gebiet gibt es jedoch zahlreiche kleinere Bach- und Quellrinnen, die abschnittsweise auch als Entwässerungsgräben ausgebaut sind und in ihren Oberläufen und Quellbereichen im Sommer oberflächlich austrocknen können. Aber auch dort herrscht meist ganzjähriger Grundwassereinfluss vor, handelt es sich doch oft um mehr oder weniger quellige Flächen mit geringem Gefälle.

Der Naturraum wird geologisch aus einem Rücken des Rotliegenden (Unter-Perm) aufgebaut, dessen Sedimente vor ca. 290–250 Millionen Jahren abgelagert wurden. Die Ablagerungen stammen weitgehend aus dem Schutt der damals umliegenden Gebirge und sind in der Folge zu Arkosen (feldspatreiche Sandsteine), Konglomeraten (geröllhaltige Gesteine) und Schiefertonen verfestigt worden. Vereinzelt sind während limnischer Zeitspannen auch Plattenkalke – vor allem in die Arkoseschichten – eingelagert worden, die im Gebiet aber nicht oberflächlich anstehen. Die Rotliegendesedimente sind

vielfach von einer wechselnd mächtigen (meist aber geringer als 50 cm dicken) Flugsandschicht bedeckt, die stellenweise auch Laacher Bimstufungen enthält. Die Sedimente des Rotliegenden wurden im Unter-Perm vor ca. 280 Millionen Jahren mehrfach von Extrusionen eines basischen Vulkanismus durchbrochen. Das hierbei im Untersuchungsgebiet meist deckenförmig ausgeflossene, blasenreiche Magma hat basaltischen Chemismus (SiO_2 -arm, reich an Basen wie Calcium und Magnesium) und



Karte 2: Das Wildschutzgebiet Kranichstein liegt direkt am Stadtrand von Darmstadt.



Karte 3: Geologie und Boden im Wildschutzgebiet Kranichstein.

wird als Melaphyr bezeichnet. Die relativ gesteinharten Melaphyr-Decken bilden im Gebiet stellenweise die Kuppen und Oberhänge. Auch die Melaphyr-Decken sind in aller Regel noch von einer meist geringmächtigen Flugsandschicht bedeckt (zu Geologie und Boden vgl. Karte 3 und die Ausführungen bei Klemm 1910 und 1938, Kowalczyk 1983, Fickel 1984).

Die Arkosen, Konglomerate und Tonsteine des Rotliegenden waren vor allem während des Tertiärs aufgrund eines tropischen bis subtropischen Klimas einer intensiven Verwitterung ausgesetzt, die generell zu einer ausgeprägten Rotfärbung der hierbei entstandenen Böden (Plastosole) führte. Alle Böden des Rotliegenden sind, entweder wegen primären Tonreichtums oder wegen sekundärer Tonmineralbildung aus den reichlich vorhandenen Feldspäten, mehr oder weniger stark tonhaltig, bei Entstehung aus Arkoseschichten auch entsprechend sandhaltig (Bodenart sandiger Ton bis toniger Sand). Die Basensättigung der Bodenkolloide – vor allem des Oberbodens – ist meist nur mäßig, und die ursprünglich fast durchweg carbonatfreien Böden sind wegen ihres hohen Alters und zeitweilig intensiver Verwitterung (s. o.) mehr oder weniger stark versauert. Als vorherrschender Bodentyp entsteht aus den Rotliegendesedimenten unter rezenten Bedingungen (meist mit Flugsandbeteiligung) in der Regel eine basenarme bis mäßig basenreiche, mesotrophe Braunerde. Die im oberflächennahen Untergrund stellenweise vorkommenden Plattenkalkschichten beeinflussen an einigen Stellen im Gebiet die Grundwasserströme, die dann karbonathaltig sind.

Der Melaphyr verwittert zu einem dunkelrotbraunen Lehm hoher Basensättigung mit basenreichen, meist eutrophen, oft ziemlich flachgründigen und besonders steinig-grusigen Braunerden. Die während der Kaltzeiten des Pleistozän aus den Schotterebenen des Rheins ausgewehten und hier im Gebiet abgelagerten Flugsandschichten sind wegen ihrer hauptsächlichen Herkunft aus der Rheinebene primär carbonathaltig, oberflächlich aber entkalkt und mehr oder weniger versauert.

Typisch für viele Standorte im Gebiet ist der vertikal in Stauzone (meist Flugsanddecke) und Staukörper (meist Rotliegend- oder Melaphyr-Lehm) gegliederte Pseudogley oder Stauwasserboden, der je nach Witterung und Geländelage vernässt und austrocknet. Daraus resultieren ausgeprägte Stauwassererscheinungen mit wechseltrockenem bis wechselfeuchtem Bodenwasserhaushalt, der in etwas abgeschwächter Form auch bei den meisten Braunerden im Gebiet anzutreffen ist (Pseudogley-Braunerde).

Besonders in den Bachauenbereichen und an deren Rändern sind die oben genannten primären Substrate mehrfach durch Wasserbewegungen transportiert und umgelagert worden, wobei unter wechselnden Sedimentationsbedingungen komplizierte Bodenprofile entstanden

sind (sandige, lehmige und tonige Schichten). Je nach Geländelage und Entwässerungsmaßnahmen finden sich alle Übergänge zwischen Pseudogleyen, Gleyen und Anmoorgleyen. Niedermoore sind sehr selten und treten nur sehr kleinflächig auf. Bei den aus Umlagerungen entstandenen Böden handelt es sich meist um Braune Auenböden und stellenweise um Kolluvien. Der hohe Basengehalt vieler Auenböden im Gebiet stammt vor allem aus den mineralstoffreichen Verwitterungsprodukten des Melaphyrs.

Tabelle 9: Makroklimatische Daten im langjährigen Mittel im Wildschutzgebiet Kranichstein

Temperatur im Januar	0,5° C
Anzahl Frosttage	70 Tage
Lufttemperatur im Juli	17,5° C
Jahresschwankung der Lufttemp.	17° C
Anzahl Sommertage	35 Tage
Niederschlag	700 mm

Das Klima im Untersuchungsgebiet zeigt angesichts der milden Winter, der mittleren Juli-Lufttemperaturen, der Jahresschwankung der Lufttemperatur, der Anzahl der Sommertage und der mittleren Niederschlagswerte (siehe Tab. 9) deutliche subatlantische Züge. Dies liegt, verglichen mit allen anderen Teilen des Rhein-Main-Tieflandes, auch an dem großen Waldreichtum mit seinem klimatisch ausgleichenden Einfluss. Vor allem aufgrund der Sommerwärme ist im Gebiet aber auch ein schwach subkontinentaler Einfluss zu verzeichnen. Die in Tabelle 9 genannten makroklimatischen Daten werden durch mikroklimatische Besonderheiten überprägt. Im Gebiet hat dies insbesondere mit dem Waldreichtum, den kleinräumigen Luftzirkulationen (Kaltluftströme) und den expositionsbedingten, kleinräumigen Wärmeunterschieden zu tun.

4.1.2 Vegetation

Die Vegetationsverhältnisse im Wildschutzgebiet Kranichstein sind ausführlich bei Goebel (1988) und Goebel et al. (1990) dargestellt. Im Laufe der Untersuchungsjahre wurden aktuelle vegetationskundliche Ergebnisse bezüglich der Abgrenzung und Beschreibung der Waldgesellschaften ergänzt. Die Vegetationskarte der drei großen Waldwiesen Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese wurde im Rahmen der Schwarzwildumbruchkartierungen im Jahr 1997 aktualisiert. Im Folgenden sind die wichtigsten Daten zusammengefasst wiedergegeben (vgl. auch Karte 4 mit der Vegetationsübersicht).



Karte 4: Vegetation im Wildschutzgebiet Kranichstein.



Aufgrund der jahrhundertelangen Förderung der Eiche nehmen die Gesellschaften der Eichenmischwälder auch heute noch den größten Teil der Waldflächen ein. Es dominiert der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald mit landschaftlich sehr schönen Altbeständen. Wegen der vorherrschend mäßig sauren Standorte findet sich in der

Regel die bodensaure Hainsimsen-Ausbildung auf meist wechselfrischen bis wechselfeuchten, mesotrophen, mäßig basenreichen Pseudogleyen aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem. Nur kleinflächig wachsen in den Auenrandbereichen auch basikline Ausbildungen mit Waldziest oder gar Lerchensporn auf basenreichen, eutrophen Braunerde-Auengleyen u.ä. Die kleinflächig im Gebiet vorkommenden stark versauerten, stark stauwasser geprägten (Stagnogley-)Pseudogley-Böden sind vom bodensauren Eichenmischwald besiedelt, er findet sich hier meist in Pfeifengras-Torfmoos-Ausbildungen.

Tabelle 10: Stiel- und Traubeneichen beherrschen das Bestandsbild im Wildschutzgebiet Kranichstein (Daten des Forsteinrichtungswerkes nach Grünekle 2006)

Eiche als bestandsbildende Baumart im Wildschutzgebiet	363 ha bzw. 82 % der Waldfläche
--	---------------------------------

Der wechsellückene bzw. frische Standortsbereich der aktuellen Eichenwaldgesellschaften ist sicherlich potenziell natürlicher Buchenwald. Die Buchenwälder würden



Eichen-Hainbuchenwald.

von Natur aus den weitaus größten Anteil der Waldfläche ausmachen, auch wenn die Rotbuche auf den verbreitet wechselfeuchten Stauwasserstandorten erheblich durch Sturmwurf und Trocknis bzw. Vernässung gefährdet ist. In der realen Vegetation findet man nur vergleichsweise kleinflächige Vorkommen, die angesichts der verbreitet sauren Standorte meist vom Hainsimsen-Buchenwald besiedelt werden. Neben der typischen Ausbildung wächst häufig auch die etwas besser mit Mineralstoffen versorgte Flattergras-Ausbildung. Auf den vor allem im Westteil des Gebietes verbreiteten Melaphyrstandorten kommt kleinflächig der Waldmeister-Buchenwald vor, wegen oberflächlicher Versauerung der Decksedimente aber meist in einer bodensauren Hainsimsen-Ausbildung. Die allermeisten Buchenwälder im Gebiet sind zumindest



Hainsimsen-Buchenwald (Bild links und rechts).



Silzbachau mit Blick auf die Weiserfläche 9.

im Unterboden stauwassergeprägt (Pseudogley-Braunerde) und liegen daher meist in wechsellückigen Rasenschmielen-Varianten vor. Wie bei den Eichenwäldern sind auch die Buchenwälder häufig als Altbestände ausgebildet, dabei sind landschaftlich sehr reizvolle Waldbilder zu bewundern.

Die Bachauen und kleineren Bach- und Quellrinnen im Gebiet werden von Erlen- und Eschenwäldern oder deren Initialstadien eingenommen. Auf den besonders eutrophen Standorten im unmittelbaren Überflutungsbereich des Silzbaches wächst in schmalen Streifen der Hainmieren-Bacherlenwald, ein Ausdruck der sandigen, eutrophierten, basenreichen und zum Teil etwas wechselfeuchten braunen Auenböden. Der größte Teil der relativ breiten, sehr gering geneigten Bachaue wird vom Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald eingenommen, unabhängig vom Vorkommen der nur stellenweise beigemischten Esche. Wir finden hier meist dauerfeuchte, sehr humusreiche bis anmoorige, eutrophe und ebenfalls ausgesprochen basenreiche Auenböden mit nur geringen Grundwasserschwankungen. In den nassen Mulden gibt es mit der Rispenseggen-Ausbildung kleinflächig Übergänge zum Erlenbruchwald (auch mit Vorkommen der Walzensegge und des Sumpflappenfarns), der im Gebiet aber nirgendwo typisch ausgebildet ist. Die kleineren Bach- und Quellrinnen im Gebiet, die meist ein zwar geringes, aber doch nennenswertes Gefälle besitzen, sind typisch für den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, dessen Standorte deutlich sickerfeucht bis sickernass und meist nur mesotroph sind.

Neben den oben genannten naturnahen Waldgesellschaften gibt es im Gebiet auch stark forstlich überformte Waldtypen, sie nehmen aber keine großen Flächen ein. Zu nennen sind: Drahtschmielen-Fichtenforst, Brombeer-Kiefernforst, Brombeer-Lärchenforst, Roteichenforst und größerflächige, artenarme, mittelalte Hainbuchenbestände.

Die Sturmwurfereignisse des Jahres 1990 haben zur

starken Ausbreitung der vorher nur kleinflächig vorhandenen Waldverlichtungsgesellschaften geführt, mit der typischen Sukzessionsabfolge ausgehend von Fingerhut-Weidenröschen-Schlagfluren oder Knöterich-Pionierfluren über Rotstraußgras-Landreitgras-Schlagfluren oder Bergweidenröschen-Ruprechtskraut-Waldinnensäume hin zu Himbeer-Brombeer-Gestrüpp oder Salweiden-Birken-Vorwald. Auch ohne Sturmwurfereignisse werden insbesondere infolge Schwarzwildumbruch und forstlich-maschineller Arbeiten kurzlebige Vegetationsstadien gefördert. Auf trockenen bis wechselfeuchten Standorten findet sich im Gebiet regelmäßig die Weidenröschen-Fingerhut-Schlagflur, auf deutlich wasser-geprägten Standorten treten dagegen immer wieder Flatterbinsen- und Knöterichfluren, so vor allem die Wasserpfeffer-Pionierflur auf.

Nach ein bis drei Jahren weitgehend ungestörter Sukzession entwickeln sich auf offenen, mehr oder weniger besonnten Flächen im Regelfall dichte, grasdominierte Rotstraußgras-Landreitgras-Schlagfluren, die zunehmend von Himbeer-Brombeer-Gestrüppen und Vorwaldgehölzen überzogen bzw. zurückgedrängt werden. Die genannten Vegetationstypen, so vor allem die Landreitgrasfluren, die Himbeergestrüppe und die Brombeergestrüppe, können lange Zeit ohne nennenswerte Vegetationsdynamik nebeneinander existieren (siehe Kap. 4.3.6). Schließlich werden aber auch sie langsam von den sich ausbreitenden Salweiden-Birken-Vorwaldgehölzen überwachsen und langfristig zunehmend stärker beschattet. Wegen der großflächig sauren Standorte tritt dort meist die Sandbirke stark hervor, während Salweide und Zitterpappel nur geringfügig beigemischt sind. Aufgrund der verbreitet stauwassergeprägten Böden im Gebiet sind regelmäßig Feuchtezeiger in meist geringer Menge beigemischt, so vor allem Flatterbinse, Grauweide (bildet auch kleine Gebüschkomplexe), Faulbaum und Schwarzerle.

Die typischen krautigen Vegetationstypen der halb-



Sturmwurfereignisse einige Jahre nach der Räumung mit aufwachsender Sukzessionsvegetation. Waldaspekte um die Weiserfläche 10 und die Weiserfläche 11.

schattigen bzw. schattenexponierten Waldinnensäume sind ebenfalls in das oben skizzierte Vegetationsmosaik eingelagert. Sie finden sich kleinflächig und oft nur fragmentarisch im Bereich der sturmwurfbedingten Waldverlichtungen, typisch und zusammenhängend ausgebildet häufiger entlang der Weg- und Waldränder. Weit verbreitet ist im Gebiet der Bergweidenröschen-Ruprechtskraut-Waldinnensaum, kleinflächig findet sich auch der Knoblauchsrauken-Kälberkropf-Waldinnensaum sowie in etwas lichtreicheren Säumen auch die Brennnessel-Giersch-Staudenflur. Auf feuchten Standorten wachsen stattdessen der Waldziest-Springkrautsaum bzw. in offenerem, lichtreichem Gelände die Brennnessel-Wasserdost-Staudenflur. Ausgesprochen sonnexponierte Waldsäume trockenerer Standorte hingegen werden von wärmeliebenden, säureertragenden Pflanzengesellschaften besiedelt, im Gebiet meist der Honiggras-Salbeigamander-Saum sowie selten auch der Salbeigamander-Flockenblumen-Saum.

Die Wiesenvegetation des Wildschutzgebietes Kranichstein hat im Vergleich zu allen anderen Wiesengebieten im Rhein-Main-Tiefland eine unerreichte Vielfalt zu bieten (Goebel 1995). Dies überrascht nicht angesichts des jahrhundertelangen Entwicklungszeitraumes, der durchgehend extensiven Grünlandnutzung und der außerordentlichen Standortvielfalt. Es finden sich im Gebiet aktuell 20 Pflanzengesellschaften des Grünlandes mit zahlreichen bestandsbedrohten Pflanzenarten. Während die kleineren Wiesenflächen das typische Vegetationsinventar der subatlantischen Tiefland-Waldwiesen beherbergen, ist auf den drei größeren Wiesen insgesamt fast alles anzutreffen, was naturräumlich in heutiger Zeit möglich ist.

Auf den meist nur recht kleinflächig vertretenen trockeneren, flugsandgeprägten Standorten wachsen magere Glatthaferwiesen und Borstgrasrasen (meist *Festuco-Genistelletum sagittalis*), die mit zunehmender



Sträucherreiche Waldinnensäume mit einem hohen Äsungsangebot entlang der Waldwege. Im Bild sind die Kernschneise und die Spitalwiesenschneise.



Waldwiesen im Wildschutzgebiet: Höllwiese und Hengstriedwiese.



Herausragende Charakterarten der Waldwiesen im Wildschutzgebiet: a) Breitblättriges Wollgras; b) Lungenezian; c) Kreuzblümchen.

Tabelle 11: Ganzjährig grundwassergeprägte Wiesengesellschaften im Wildschutzgebiet

Kohldistelwiese	<i>Angelico-Cirsietum oleracei</i>
Wassergreiskrautwiese	<i>Senecionetum aquatici</i>
Sumpfpippau-Waldbinsenwiese	<i>Crepido-Juncetum acutiflori</i>
Hundsstraußgras-Waldbinsenwiese	<i>Agrostis canina-Juncus acutiflorus</i> -Gesellschaft
Knotenbinsenwiese	<i>Juncetum subnodulosi</i>
Waldsimsenwiese	<i>Scirpetum sylvatici</i>



Waldwiesenaspekt auf der Rottwiese: Prachtnelke (blassviolele Blüte) und gelbes Labkraut.

Wechselfeuchte in der Regel in wechselfeuchte bis wechselfeuchte Pfeifengraswiesen übergehen. Nur im Falle früherer Düngung sind an deren Stelle Wiesenknopf-Silgenwiesen oder nährstoffreiche Fuchsschwanz-Glatthaferwiesen ausgebildet.

Die ganzjährig grundwassergeprägten Wiesenbereiche sind großflächig verbreitet und beinhalten im typischen Falle mäßig nährstoffreiche Gesellschaften der Dünge-Feuchtwiesen, wobei der Düngeeinfluss hier aber nur schwach ist. In den langandauernd überschwemmten Flutmulden gibt es kleinflächig Flutrasen-Vorkommen mit Hundsstraußgras-Brennhahnenfuß-Flutrasen, Sumpfbinsen-Flutrasen und Röhrenwasserfenchel-Flutrasen.

Aus ökologischer Sicht besonders hervorzuheben sind die in den bodensäuregeprägten, ungedüngten Waldwiesenbereichen anzutreffenden Vegetationsmosaiken aus Kreuzblumen-Borstgrasrasen, Waldläusekraut-Borstgrasrasen, atlantischen Helmkraut-Waldbinsenwiesen und Kümmelsilgen-Binsen-Pfeifengraswiesen. Die Letztgenannte wächst auf der Rottwiese unter dem im Gebiet seltenen Carbonateinfluss in der Davallseggen-Ausbildung mit zahlreichen „Kalkflachmoor“-Arten.

Einige ehemalige Grünlandflächen sind so nass, dass sie in den vergangenen Jahrzehnten weitgehend aus der Nutzung herausgefallen sind. Auf solchen Flächen wie auch sonst sehr kleinflächig in anderen Waldgemengelen oder in den nassesten Mulden des Wiesengeländes finden sich Pflanzengesellschaften der Seggenrieder.

Am Rand vieler Waldwiesen und auf Waldlichtungen wurden in den vergangenen etwa 20 Jahren Kleingewässer angelegt, die heute durch Wasserpflanzengesellschaften, Kleinröhrichte und Pionieruferfluren geprägt sind.

Tabelle 12: Seggenrieder im Wildschutzgebiet

Sumpfschilfbestand	<i>Caricetum acutiformis</i>
Schlankseggenried	<i>Caricetum gracilis</i>
Blasenseggenried	<i>Caricetum vesicariae</i>
Rispenseggenried	<i>Caricetum paniculatae</i>
seggenreiche Schilfbestände	<i>Phragmites-Magnocaricion-Gesellschaft</i>



Kleingewässer im Wildschutzgebiet: (a) in der Peripherie der Hengstriedwiese, (b) an der Rottwiesenschneise und (c) auf der Kernwiese.

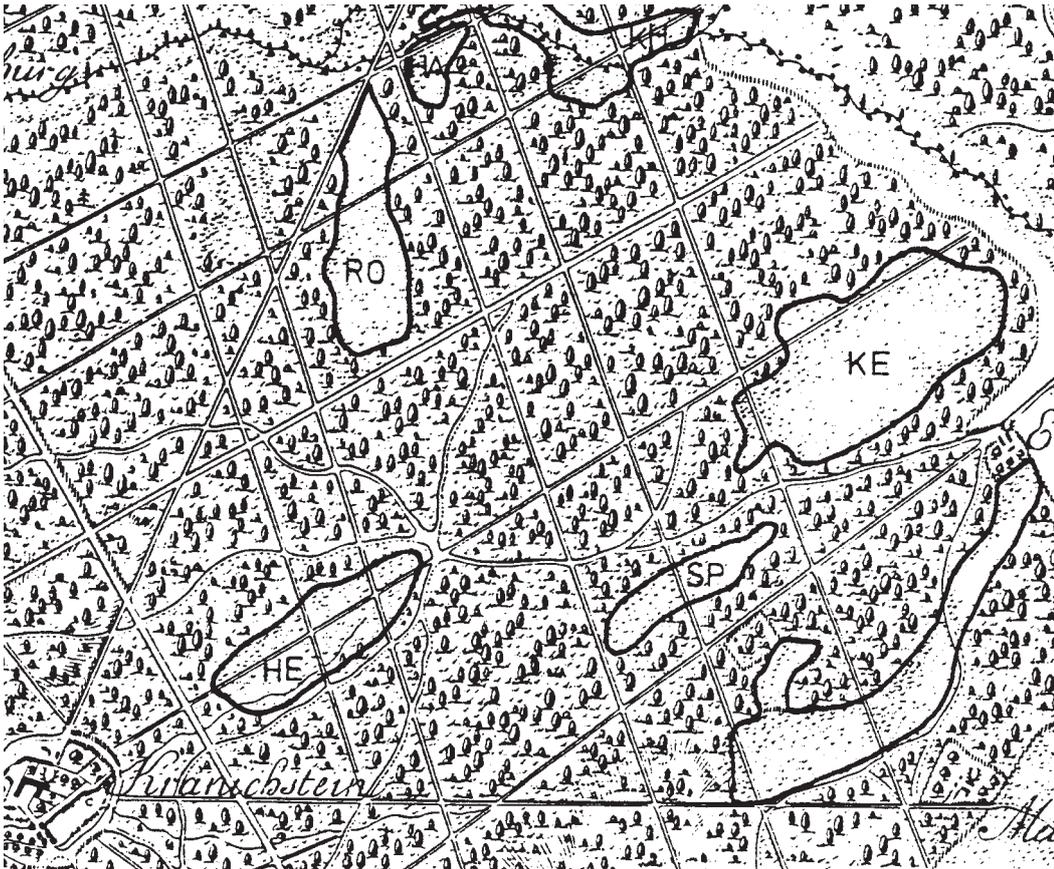
Tabelle 13: In den Gesellschaften der Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen und Waldbinsenwiesen finden sich die meisten der insgesamt über 40 im Gebiet vorkommenden Rote-Liste-Pflanzenarten, 23 dieser Arten sind hervorgehoben

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Status nach der Roten Liste Hessen
Saumsegge	<i>Carex hostiana</i>	1
Lungenenzian	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	1
Schwarzschofsegge	<i>Carex appropinquata</i>	2
Davallsegge	<i>Carex davalliana</i>	2
Schuppenfrüchtige Gelbsegge	<i>Carex lepidocarpa</i>	2
Flohsegge	<i>Carex pulicaris</i>	2
Filzsegge	<i>Carex tomentosa</i>	2
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>	2
Sumpfstendelwurz	<i>Epipactis palustris</i>	2
Breitblättriges Wollgras	<i>Eriophorum latifolium</i>	2
Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>	2
Röhrenwasserfenchel	<i>Oenanthe fistulosa</i>	2
Haarstrang-Wasserfenchel	<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	2
Natternzunge	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	2
Sumpferzblatt	<i>Parnassia palustris</i>	2
Waldläusekraut	<i>Pedicularis sylvatica</i>	2
Färberscharte	<i>Serratula tinctoria</i>	2
Sumpflöwenzahn	<i>Taraxacum palustre</i> agg.	2
Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>	3
Breitblättriges Knabenkraut	<i>Dactylorhiza majalis</i>	3
Öhrchen-Habichtskraut	<i>Hieracium lactucella</i>	3
Knotenbinse	<i>Juncus subnodulosus</i>	3
Kleines Helmkraut	<i>Scutellaria minor</i>	3

In den Gesellschaften der Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen und Waldbinsenwiesen findet sich die Mehrzahl der insgesamt über 40 im Gebiet vorkommenden Rote-Liste-Pflanzenarten. Unter den in Tabelle 13 dargestellten 23 Arten ist das Breitblättrige Knabenkraut als hier besonders großflächig vertretene Charakterpflanze magerer Feuchtwiesen besonders hervorzuheben.

4.1.3 Historische und heutige Nutzung

Die Begründung des ersten Wildgatters Kranichstein – des „Alten Hegwaldes“ – geht in die zweite Hälfte des 16. Jahrhunderts zurück, als Landgraf Georg I. etwa 100 ha des an das Jagdschloss Kranichstein angrenzenden



Karte 5:
Karte des Unter-
forschungsbereiches
aus dem Jahr 1789.
Die damals schon
vorhandenen Wiesen
sind markiert:
RO = Rottwiese;
KE = Kernwiese;
HE = Hengst-
riedwiese;
SP = Spitalwiese;
HA = Hammen-
hanswiese;
H = Kuhhirtswiese.

Waldes einzäunen und Wild einsetzen ließ. Damals wurden die meisten der heute noch vorhandenen Waldwiesen durch Rodung angelegt und fortan mehr oder weniger regelmäßig gepflegt, das heißt gemäht und/oder beweidet. Die historische, vorwiegend jagdlich bedingte Wald-Wiesen-Verteilung im Gebiet zeigt Karte 4. Landgraf Ludwig V. vergrößerte den Wildpark um ein Mehrfaches, stellenweise wurde der Zaun durch Mauern ersetzt, um dem Druck der stark gestiegenen Wildbestände auf die umliegende Darmstädter Feldflur zu begegnen. Nachdem die Notzeiten des Dreißigjährigen Krieges mit einer Nutzung der Zäune als Brennholz und des Wildes als Nahrungslieferant zu einer Zerstörung des Wildgatters führten, bauten Landgräfin Eleonore und ihr Gemahl Georg II. im Jahre 1649 einen nunmehr dritten Wildpark wieder auf.

Gegen Ende des 17. Jahrhunderts wurde von Landgraf Ernst Ludwig die Parforce-Jagd eingeführt und nach französischem Vorbild Schneisensysteme angelegt. Ludwig IX. wiederum verkleinerte den Park erheblich und gab das außerhalb stehende Wild zum Abschuss frei. Im Revolutionsjahr 1848 wurde das Jagdrecht an Grund und Boden gebunden, was noch einmal zu einer veränderten Abgrenzung des Wildparks führte: Nunmehr verblieb nur noch der heute nördlich der Dieburger Straße liegende Teil herrschaftliche Hofjagd und Staatsforst, der zudem im Jahre 1855 auch an seiner nördlichen Seite durch den Bau der Eisenbahnlinie Darmstadt–Aschaffenburg begrenzt wurde.

Die alte Wildparktradition endete nach dem Zweiten Weltkrieg. Im Jahre 1955 wurde das Gebiet in seiner heutigen Ausdehnung als Wildschutzgebiet Kranichstein rechtlich begründet. Im Wildschutzgebiet überlebte bis heute die im Rhein-Main-Tiefland letzte kleine Tieflandpopulation an Rothirschen (Geißler 1939; Roßmäßler 1969). Die nächsten Vorkommen leben heute in den Mittelgebirgen von Spessart, Taunus und Odenwald. Verbindungen zu diesen Populationen bestehen nicht mehr. Rehe und Wildschweine leben innerhalb wie außerhalb des Wildschutzgebietes. Damhirsche wurden 1981 im Gatter eingebürgert. Außerhalb lebt bereits seit dem 18. Jahrhundert eine eigenständige Population, die sich heute über die Waldgebiete der Forstämter Darmstadt, Langen, Neu-Isenburg, Mörfelden-Walldorf und Groß-Gerau erstreckt und von den beiden Hegegemeinschaften „Mönchbruch“ und Kranichstein-Dreieich“ bewirtschaftet wird.

Der am Jagdschloss Kranichstein beginnende jagdhistorische Lehrpfad, der auf festen Wanderwegen in einem Abschnitt entlang historischer Waldwiesen und Sau-Fanghäuschen auch durch das Wildschutzgebiet führt, stellt dem Waldbesucher wesentliche Aspekte aus der Jagdgeschichte der vergangenen Jahrhunderte reich bebildert vor.

Die forstliche Nutzung ist seit dem Mittelalter durch eine Förderung der Eiche gekennzeichnet. Die Holzartenverteilung zwischen Rotbuche und Eiche lag um das Jahr 1800 im Gebiet bei etwa 50 % zu 50 %, im übrigen

Messeler Hügelland bei insgesamt vergleichbaren Standortverhältnissen unter plenterartiger Hochwaldnutzung aber meist bei 75 % Rotbuche und 25 % Eiche (Streitz 1967). Im Wildpark Kranichstein wirkte die phasenweise hohe Wilddichte wie eine intensive Waldweide, was unter weitgehendem Verzicht auf eine geregelte forstliche Nutzung zu huteähnlichen Waldbildern mit alten Rotbuchen und Eichen führte. Dies begünstigte vor allem auch die Hainbuche, während andere äsungsbeliebte Baumarten wie Esche, Flatterulme und Elsbeere, auch aus standörtlichen Gründen, im Gebiet relativ selten waren und sind. Nadelgehölze wurden – vorwiegend als Deckung für das Wild – bis 1990 kleinflächig gepflanzt, dabei vorwiegend Fichte und Waldkiefer, selten auch Lärche.

Aus forstökologischer Sicht ist im Wildschutzgebiet heute die Mehrschichtigkeit zahlreicher Bestände hervorzuheben: Laut Forsteinrichtungswerk liegt der Anteil der drei- und mehrschichtigen Bestände bei 63 %, derjenige der einschichtigen Reinbestände nur bei 1 % (Grünekle 1995). Infolge langjähriger Förderung der Eiche und Gewährleistung relativ lichter Bestandsverhältnisse ist die Baumartenvielfalt im Gebiet hoch. Mehr als 80 % der Bestände weisen mindestens vier Baumarten auf. Von Natur aus würde schattiger Hainsimsen-Buchenwald mit der Rotbuche als Hauptbestandbildner in weitgehend baumartenarmen Beständen den größten Teil des Gebietes beherrschen. Die Bestockungsverhältnisse zeigen vor allem im Altersklassenbild das Vorherrschen der Eiche (62 % der Betriebsklasse und 77 % der Waldfläche) in besagter Mischung (Grünekle 1995).

Die Waldbewirtschaftung im Forstamt Darmstadt ebenso wie im Wildschutzgebiet Kranichstein erfüllt

bereits seit mehreren Jahrzehnten die Kriterien des naturnahen Waldbaus: Neben wesentlichen Aufgaben in der stadtnahen Freizeit- und Erholungsnutzung werden ökologische Maßgaben vorrangig beachtet: Schutz von Altbaumbeständen und Höhlenbäumen, sorgsamer Maschineneinsatz vor allem auf den hydromorphen Böden, Förderung der Naturverjüngung und gezielter Arten- und Biotopschutz (vgl. Grünekle 1995). Insbesondere wird seit vielen Jahren nach dem für das Forstamt Darmstadt typischen waldbaulichen Konzept der „Lichtbaum-Sukzession“ gearbeitet: Lichtbaumarten wie Eiche und Vogelkirsche werden z.B. gezielt in die nach Sturmwurf entstandenen Sukzessionsflächen gepflanzt und wachsen mit den Vorwaldbaumarten Birke, Salweide, Zitterpappel u.a. gemeinsam auf (Rosenstock 2000).

Seit Mitte der 1990er-Jahre gefährden jedoch neue Zielsetzungen in der Forstpolitik vor dem Hintergrund anhaltender Landeshaushaltsdefizite akut die Eichen- und Rotbuchen-Altbestände im Wildschutzgebiet: Seit 1996 findet ein erheblicher Holzeinschlag in Eichen- und Rotbuchen-Altbeständen statt. Im Rahmen der Endnutzung wurden in den Jahren 1996 bis 2000 ca. 1.300 alte Eichen und ca. 900 alte Rotbuchen auf nur 5 km² Waldfläche gefällt!

Im Forstamt Darmstadt wurde die außerordentliche ökologische Bedeutung der Waldwiesen im Gebiet frühzeitig erkannt: In den Pacht- und Pflegeverträgen mit den Landwirten ist seit rund 20 Jahren die Heunutzung ohne Düngung festgeschrieben, was entscheidend zur ökologischen Vielfalt der Wiesenbestände beigetragen hat. Die Mahdzeitpunkte variieren je nach jährlichem Witterungsverlauf zwischen Ende Juni und Mitte August.

So ist dank des sehr zielführi- gen Verpachtungs- und Nutzungsmanagements der Wiesen unter Regie des Forstamtes der landwirtschaftliche Strukturwandel des 20. Jahrhunderts am Bestand der Wiesenflächen im Wildschutzgebiet weitgehend vorübergegangen: Zwar hat es vor allem in den 1930er-Jahren verstärkte Entwässerungsmaßnahmen gegeben und einige der nassesten Wiesenflächen wurden aus der Grünlandbewirtschaftung ausgegliedert und entweder mit Schwarzerlen und Hybridpappeln aufgeforstet, insbesondere in der Silzbachau, oder der natürlichen Sukzession überlassen. Zudem wurden einzelne kleinere Wiesen und Teilflächen in den 1960er und teilweise bis in die 1970er-Jahre



Saufanghaus nahe der Hengstriedwiese.

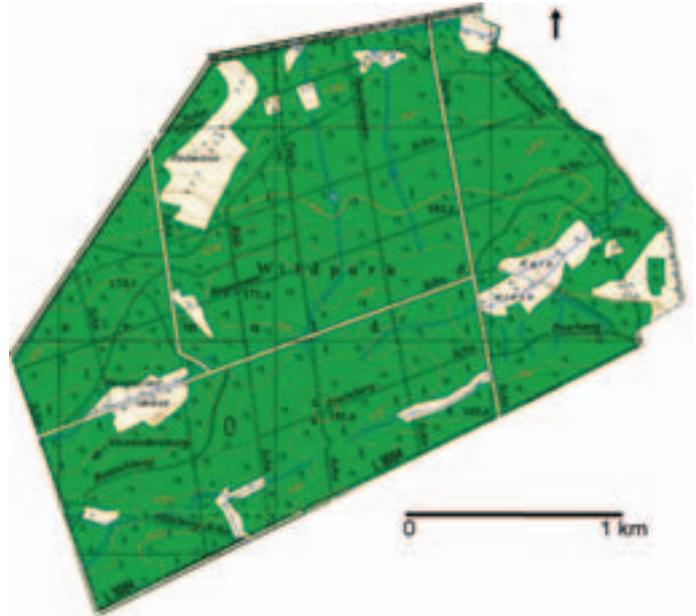


Alte Laubwälder prägen das Wildschutzgebiet.

aufgedüngt und intensiver genutzt. Als Folge davon sind einige Pflanzenarten der Sumpf- und Moorlebensräume (wie fast überall in Südhessen) verschwunden. Die Lage der Wiesen weit abseits der bäuerlichen Siedlungen lohnte aber keine großflächigen Meliorationen. So werden die meisten Waldwiesen aus dem 16. Jahrhundert auch heute noch gepflegt wie vor Jahrhunderten. Die größeren Wiesen wie Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese sind überwiegend an Landwirte verpachtet, das Heu wird als Futter für Pferde und extensive Rinderrassen verwendet. Auf den kleineren Waldwiesen erfolgt teilweise und je nach Futterbedarf eine jährliche Heunutzung, während in ungünstigen Jahren z.B. mit feuchter Witterung einige Flächen auch brachliegen oder manuell gepflegt bzw. gemulcht werden müssen. Es handelt sich insgesamt um eine jahrhundertealte extensive Grünlandbewirtschaftung, vorwiegend mit einschüriger Heunutzung, zeitweilig aber auch mittels Extensivweide und als Wildäsungsfläche. Aus Karte 6 ist die aktuelle Nutzung mit der heutigen Wald-Wiesenverteilung zu ersehen. Die skizzierte kulturgeschichtliche Entwicklung des Gebietes und insbesondere die behutsame Wiesennutzung sind die Grundlage für die heutige außerordentliche ökologische Reichhaltigkeit.

4.1.4 Fauna

Die über Jahrhunderte anhaltende extensive Nutzung des Waldes, die Förderung und der Schutz des Altbaumbestandes sowie die bis ins 16. Jahrhundert zurückzufolgende extensive Wiesennutzung haben eine besonders



Karte 6: Die heutige Wald- und Wiesen-Verteilung im Wildschutzgebiet.

reichhaltige Tierwelt geschaffen und erhalten. Es sind vor allem Arten lichtliebender alter Laubwälder, die für das Gebiet typisch und gleichzeitig im überregionalen Kontext besonders bemerkenswert sind. Seit 1990 wurde durch das Verfahren der Lichtbaumsukzession die Wiederbesiedlung der Sturmwurfblößen besonders naturnah geprägt. Es erfolgten seither mehrfach detaillierte Erhebungen zur Fauna des Gebietes, die im Rahmen des Lebensraumgutachtens Wildschutzgebiet Kranichstein als Teil 1 „Zoologische Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003“ zusammengeführt sind.

4.2 Bestand, Raumnutzung und Verhalten des Schalenwildes

Vier Schalenwildarten leben heute im Wildschutzgebiet Kranichstein, die sich in ihrer nahrungsökologischen Nische und Äsung zum Teil deutlich unterscheiden. Der Rothirsch ist vom Nahrungsspektrum her die anpassungsfähigste Art. Reduziert sich die verfügbare Nahrung auf faserreichere Pflanzenarten, ist der Damhirsch besser als Rothirsch und Reh in der Lage, die Nahrung energetisch günstig aufzuschließen. Das Reh nutzt zwar ebenfalls ein großes Nahrungsspektrum, ist darauf jedoch auch angewiesen. Die nahrungsökologische Anpassungsfähigkeit des Rehwildes ist im Vergleich zu den beiden größeren Hirscharten eingeschränkt. Die stärker spezialisierte Anpassung kann in äsungsärmeren Jahreszeiten zu Engpässen in der Äsungsverfügbarkeit führen und wirkt sich

dann vor allem auch in der Konkurrenz um Ressourcen gegenüber Rothirsch und Damhirsch für das Reh nachteilig aus (Petrak 1987; Petrak et al. 1991; Petrak 1993).

Jedoch bestimmen nicht nur Nahrungsangebot und -verfügbarkeit die Raumnutzung, sondern wesentlich auch Aspekte des Feindverhaltens. Besonders bei kleinen Populationen kommt daher der individuellen Lebensgeschichte der Tiere eine besondere Bedeutung zu, so auch im Wildschutzgebiet Kranichstein.

4.2.1 Rotwild

In Kranichstein reichen die neueren Eintragungen zu Frühjahrsbestand und Abschuss bis in das Jahr 1979 zurück. Der Rotwildbestand lag bis zum Jahr 1982 mit bis zu zehn Stück Rotwild pro km² auf einem hohen Bestandsniveau. Einhergehend mit dem Beschluss des Ministeriums, Damwild im Gebiet einzubürgern, wurde der Rotwildbestand bis 1984 um die Hälfte reduziert. Innerhalb von zwei Jahren wurden damals ca. 2/3 der

Alttiere erlegt. Rot- und Damwildbestände sollten fortan gemäß dem Beschluss des Ministeriums einen Frühjahrsbestand von 20 Stück nicht wesentlich überschreiten (Ehrhardt 1986). Im selben Jahr verließ ein siebenköpfiges Kahlwildrudel durch ein offengelassenes Gattertor das Gebiet. Der Frühjahrsbestand 1985 umfasste schließlich neun männliche und ein weibliches Tier. Bis in den Sommer 1989 wurde auf eine Rotwildbejagung – vom Abschuss vier alter Hirsche abgesehen – verzichtet. 1989 wurden – erstmals nach vier Jahren – wieder Kälber und junge Hirsche geschossen. Auf Anraten des damaligen fachlichen Beraters der hessischen Wildschutzgebiete, Prof. Alexander Herzog vom Veterinärmedizinischen Institut der Universität Gießen, sollte der Genpool des stark reduzierten Bestandes erweitert werden. Im Herbst 1990 wurden daher drei Schmaltiere aus dem nordhessischen Wildpark Edersee dem Bestand zugesetzt. Die drei Weibchen waren durch gelbe, viereckige Lauschermarken mit den Nummern 41, 42 und 43 gekennzeichnet. Zwei der drei Weibchen waren trächtig und setzten im Frühsommer 1991 je ein Kalb.



Vier Schalenwildarten leben heute im Wildschutzgebiet Kranichstein.



Sicherndes Kahlwildrudel

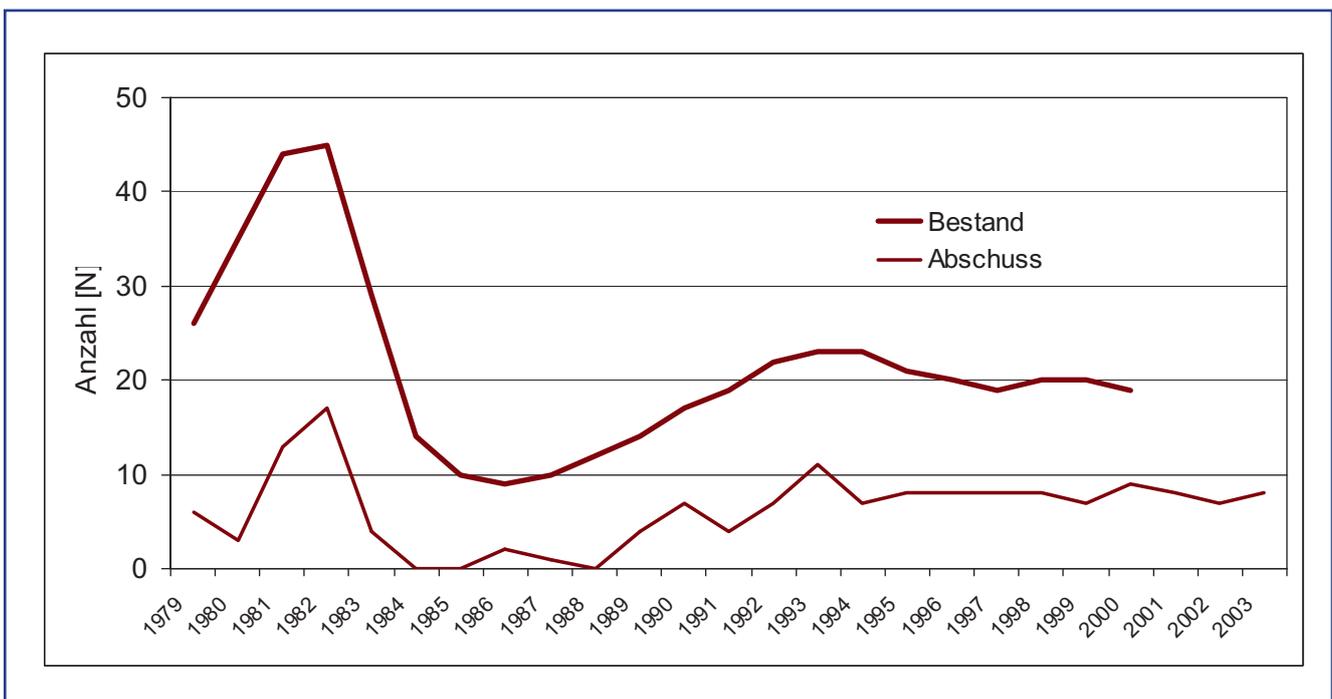
ihre Fellfärbung, vor allem Fellfarbe, Breite des Aalstrichs und Färbung des Spiegels sowie Körperkonstitution zu erkennen. Die Hirsche konnten durch verschiedenartige Geweihausprägungen eindeutig voneinander unterschieden werden.

Das Verhalten der autochtonen Alttiere gegenüber den drei zugesetzten Weibchen war von Beginn an abweisend aggressiv. Dennoch schlossen sich die drei „fremden“ Tiere nicht zusammen, sondern gründeten vielmehr im Laufe der Folgejahre ihre eigenen Familienverbände

Die drei zugesetzten Tiere waren durch ihre Ohrmarke im Verlauf der Ansitzbeobachtungen meist eindeutig zu erkennen. Kaum zu erkennen waren jedoch die Zahlen auf der Ohrmarke, zumal ungünstigerweise alle drei Kombinationen mit „4“ begannen. Erleichtert wurde das individuelle Erkennen dieser drei Alttiere durch unterschiedliche Schwerpunkte im Raumverhalten, verschiedenartige Körperkonstitution und Verhaltensweisen. Neben den drei durch Ohrmarken identifizierbaren Alttieren waren im Jahr 1991 drei der fünf autochtonen Alttiere durch

mit räumlich getrennten Aktionsräumen.

Der Frühjahrsbestand 1992 umfasste 21 Tiere, davon neun männliche und zwölf weibliche Tiere: zehn Alttiere, zwei Schmaltiere, ein Schmalspießer, vier junge Hirsche, drei mittelalte Hirsche und einen älteren Hirsch. Dreizehn Jahre später umfasste der Frühjahrsbestand 2005 20 Tiere, davon zehn männliche und zehn weibliche Tiere: acht Alttiere, zwei Schmaltiere, zwei Schmalspießer, zwei junge Hirsche, fünf mittelalte Hirsche und einen älteren Hirsch.



Bestandsentwicklung und Jagdstrecken des Rotwildes im Wildschutzgebiet Kranichstein.

Tabelle 14: Nach geschätztem Alter und Geschlecht erfasster Frühjahrswildbestand an Rotwild im April 1992 und im April 2005

Alter [Jahre]	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Weiblicher Frühjahrswildbestand 1992	-	2	2	4	1	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Weiblicher Frühjahrswildbestand 2005	-	2	1	-	-	1	-	1	-	1	-	1	-	-	1	1	1
Männlicher Frühjahrswildbestand 1992	-	1	1	3	-	1	-	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-
Männlicher Frühjahrswildbestand 2005	-	2	1	1	-	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-

Tabelle 15: Durchschnittsalter der Frühjahrswildbestände an Rotwild im April 1992 und im April 2005

	Durchschnittsalter des weiblichen Frühjahrswildbestandes	Durchschnittsalter des männlichen Frühjahrswildbestandes
1992	3,7 Jahre	5,0 Jahre
2005	8,1 Jahre	5,0 Jahre

Durch jährlichen selektiven Abschuss von sieben bis neun Stück Rotwild bewegte sich der Bestand während des Untersuchungszeitraumes 1992–2005 auf gleichbleibendem Niveau von ± 20 Tieren bei einem ausgewogenen Geschlechterverhältnis von 1:1, einem hohen Anteil älterer, erfahrener Alttiere und einer ausreichenden Zahl älterer Hirsche. Als Ausdruck des selektiven Wahlabschlusses – u.a. nach Kriterien der Beobachtbarkeit der Tiere durch Schonung älterer, weniger scheuer Alttiere – ist das Durchschnittsalter des weiblichen Bestandes von 3,7 Jahren auf 8,1 Jahre gestiegen!

Populationspezifische Parameter

Die Kranichsteiner Rotwildpopulation zeigt eine auffallend starke Konstitution. Das bislang schwerste Alttier

wog aufgebrochen 122 kg, nach der Zahnabnutzung am Unterkiefer war das Tier geschätzte vier bis sechs Jahre alt. Die durchschnittlichen Alttiergewichte der letzten Jahre lagen bei 97,6 kg, Kälber wiegen bereits im August fast 40 kg (Wildbretgewichte aufgebrochen). Weitere Populationsparameter wie Körpermaße (Kopf-Rumpflänge, Schulterhöhe etc.), Kondition (Nierenfettindex) und Fertilität wurden bislang nicht erfasst, lohnen jedoch eine nähere Betrachtung.

Schlaglichtartig beschreiben die nachfolgend geschilderten Verhaltensbeobachtungen die mögliche Dynamik in der Reproduktion und die konservative Tradition in der Wahl der Geburtsorte.

In Kranichstein lebten im Jahr 2004 vier Alttiere, die durch Verhalten und Körpermerkmale individuell zu unterscheiden sind. Eines dieser Tiere wurde 1989 geboren und ist am Lauscher markiert. Das im Jahr 2004 15-jährige Tier setzte bisher jedes Jahr ein Kalb und verlor bislang als zweijähriges Tier ein einziges Mal sein Kalb. Betreffend der anderen drei Alttiere gelang die individuelle Erkennung erst als mehrjähriges Tier, sodass für diese Tiere keine geschlossenen Datenreihen zum Fortpflanzungserfolg vorliegen. Hinweise auf einen jährlich nicht kontinuierlichen Fortpflanzungserfolg geben die Abschüsse von vier jungen Alttieren, die alle in guter Konstitution waren: 1996 wurde ein 3–5-jähriges, nicht

In der Jagdpraxis wird die Reproduktion des Kahlwildes durch die am 1. April in der Population lebenden Alt- und Schmaltiere bemessen. Bemerkenswerterweise unterscheiden sich dabei die in den jeweiligen Richtlinien der Bundesländer angegebenen Reproduktionsraten. Für hessische Populationen wird ein Zuwachs von 85 % der am 1. April lebenden Alttiere angenommen (Verfahrensbeschreibung für die Rückrechnung von Wildbeständen, 1989). Bemisst man den Reproduktionserfolg, gilt es zu unterscheiden zwischen der Anzahl trächtiger Alt- und Schmaltiere (bemessen durch einen Fötus im Uterus im Dezember bzw. Januar) und der Anzahl Alttiere, die ihr Kalb erfolgreich durch die ersten Lebensmonate geführt haben (ungeachtet des Abschusses). Kenntnisse zum individuellen, mehrjährigen Fortpflanzungserfolg einzelner Alttiere liegen für Deutschland bislang nur durch die Markierungsforschung von Drechsler (1998) im Harz vor. Die Harz-Markierungen zeigten, dass es Alttiere gibt, die jedes Jahr ein Kalb erfolgreich aufziehen, und andere, die regelmäßig ihre Kälber als Fötus oder auch in den Wochen nach der Geburt verlieren. Drechsler nennt daraus resultierend ein Zuwachsprozent der am 1. April lebenden Alt- und Schmaltiere von 65 % (Drechsler 1998). Die individuell stark schwankenden Fortpflanzungserfolge verschiedener Alttiere wurden durch Clutton-Brock und Kollegen (1982; 1989) in einer populationsökologischen Studie in Schottland anhand markierter Alttiere exakt verfolgt.

Tabelle 16: Wildbretgewichte weiblichen Rotwildes und Hirschkälber aus den Jagdjahren 1995/96–2005/06 aus dem Wildschutzgebiet Kranichstein

Altersklasse	Wildbretgewichte [kg]	Mittleres Wildbretgewicht [kg]	N
Alttiere	71,5–122,0	97,6	14
Schmaltiere	53,0–76,0	66,8	11
Hirschkälber im August	21,0–48,0	39,6	8
Wildkälber im August	30,0–46,0	36,0	11
Wildkälber im September	20,0–46,0	35,2	5
Wildkälber im Oktober	54,0	54,0	1
Wildkälber im November	58,0	58,0	1

führendes Alttier mit 81,0 kg Wildbretgewicht erlegt, 1998 wurde ein 3–5-jähriges, nicht führendes Alttier mit 76,0 kg Wildbretgewicht geschossen, 2001 ein 3–5-jähriges, nicht führendes Alttier mit 78,0 kg Wildbretgewicht und im September 2004 ein 2-jähriges, nicht führendes Alttier mit 96,0 kg erlegt.

Als sehr selten gelten Zwillingengeburt. In Kranichstein lebt ein Alttier, das zweifelsfrei 1998, 2001 und 2003 erfolgreich Zwillinge aufzog. In den Jahren davor und danach setzte das Tier regelmäßig einzelne Kälber.

Der zeitliche Geburtsschwerpunkt der Rotwildkälber liegt in Kranichstein im letzten Maidrittel. Dabei zeigen die vier individuell erkennbaren Alttiere eine hohe Raumtreue betreffend des Geburtsortes. Über sieben Jahre hinweg (1996–2002) setzten diese Alttiere ihre Kälber am jeweils selben Ort. Alle Setzorte lassen sich als ruhige, struktur- und birkenreiche Vorwaldstadien ehemaliger Sturmwurf- flächen beschreiben, die nicht zu brombeerdicht sind.

Bei der Bewertung der Wildbretgewichte muss beachtet werden, dass der Abschuss in Kranichstein selektiv erfolgt, d.h. es werden zuerst schwächere Stücke geschossen. Sind diese erlegt, werden unselektiv auch starke Stücke erlegt, um den Abschussplan zu erfüllen. Daraus resultiert insgesamt eine breite Spanne in den Wildbretgewichten erlegter Stücke. Die durchschnittlichen Körpergewichte in der Population liegen daher im oberen Bereich der in der Tabelle 16 aufgeführten Wildbretgewichte. Die wenigen in den letzten Jahren erlegten über zehnjährige Hirsche wogen (jeweils ohne Haupt) 150 kg (Anfang August), 154 kg (Brunft) und 173 kg (Brunft). Das Haupt wog je nach Geweihstärke zwischen 18 und 20 kg. Die Körpergewichte der Kranichsteiner Population gehören zu den schwersten Körpergewichten aus mitteleuropäischen Rotwildpopulationen (Beninde 1937; Bützler 2001; Raesfeld & Reulecke 1988; Wagenknecht 1981).

Tabelle 17: Wildbretgewichte weiblichen Rotwildes und Hirschkälber aus den Jagdjahren 1995/96 und 1996/97 im früheren Waldschutzgebiet Edersee (seit 2004 Nationalpark Kellerwald-Edersee). In Klammern sind die Stückzahlen für jede Altersklasse angegeben (nach Simon et al. 1997)

Altersklasse	Wildbretgewichte [kg]	Mittleres Wildbretgewicht [kg]	N
Alttiere	53,0–85,0	64,2	35
Schmaltiere	38,0–60,0	51,0	22
Hirschkälber im August	31,0–41,0	36,0	7
Wildkälber im August	20,0–34,0	26,0	8
Wildkälber im September	20,0–37,0	31,0	6
Wildkälber im Oktober	31,0–49,0	37,0	12

Vergleichbare Datenreihen zur monatlichen Entwicklung der Wildbretgewichte wurden im damaligen Waldschutzgebiet Edersee, dem heutigen Nationalpark Kellerwald, erhoben (Simon et al. 1997). Die Wildbretgewichte weiblichen Rotwildes lagen damals dort deutlich unter jenen der Kranichsteiner Population (Tab. 17). Das mittlere Wildbretgewicht der Alttiere lag bei 64,2 kg. Im August geschossene, über zehnjährige Hirsche wogen (jeweils ohne Haupt) im Kellerwald 121–153 kg (Durchschnittsgewicht 139 kg), während der Brunft erlegte Hirsche wogen 124–133 kg (Durchschnittsgewicht 129 kg). Klimatische Unterschiede, vor allem aber sehr unterschiedliche Nahrungsverfügbarkeiten der Waldlebensräume (trotz damaliger Winterfütterung mit Grassilage und Heu im Kellerwald), begründen die Unterschiede in den Körperstärken.

Raum- und Sozialorganisation von Rotwildverbänden

Zwischen dem Winter 1990/91 und dem Winter 1991/92 wurden in Kranichstein 147 Beobachtungen weiblichen Rotwildes auf Rudelgröße, soziale Organisation des Rudels und Stabilität des Rudels analysiert. Grundlage war der Sommerbestand 1991, der acht Alttiere, zwei Schmaltiere, einen Schmalspießer und fünf Kälber (zwei Hirschkälber und drei Wildkälber) umfasste. Der jagdliche Eingriff im Jagdjahr 1991/92 war gering. Lediglich ein Kalb wurde geschossen, ein zweites Kalb starb im Sommer eines natürlichen Todes (die Todesursache dieses Hirschkalbes blieb unbekannt). Fünf der acht Alttiere waren noch sehr jung (zwei- bis vierjährig); eines dieser Alttiere, ein zweijähriges Alttier aus dem Forstamt Edertal, hatte im Sommer 1991 nachweislich kein Kalb

Rudelbildung und Rudelgrößen weiblichen Rotwildes

Rothirsche sind sozial in Rudeln lebende Tiere. Der Rudelbildung kommt neben der Feindvermeidung eine weitere entscheidende Funktion zu, nämlich der Weitergabe individueller Erfahrungen an die nachfolgende Generation. Die Lernfähigkeit des Rotwildes zusammen mit seinem hervorragenden Erinnerungsvermögen sind hierfür entscheidende Voraussetzungen.

Charakteristisch für die Lebensweise des Rotwildes ist, dass nicht nur die Mutterfamilienverbände ganzjährig Rudel bilden, sondern auch die Hirsche. Meist leben dabei beide Geschlechter räumlich voneinander getrennt.

Das System der sozialen Organisation ist von wesentlicher Bedeutung für das Verständnis von Rudelbildung und Rudelgrößen. Im Mittelpunkt der Rudelorganisation stehen die führenden Alttiere. Alttiere nutzen Streifgebiete, deren Kernzonen mit denen ihrer Muttertiere überlappen. Dadurch erwachsen innerhalb von Kahlwildrudeln stabile Verbindungen zwischen Muttertieren, Töchtern und Schwestern. Alttiere zeigen zeitlebens eine stabile Bindung an das mütterliche Streifgebiet. Im Rudel selbst gibt es eine altersbezogene Hierarchie mit Leittierfunktionen, die jedoch weniger stabil erscheint als die Dominanzbeziehungen unter Hirschen. Offensichtliche Kriterien für die Dominanz unter Alttieren sind das Alter und das Führen eines Kalbes. Die Bindung zwischen den mütterlicherseits verwandten Alttieren ist in der Regel von lebenslanger Dauer.

Populationsgröße, Bestandsdichte, Lebensraumstruktur, Nahrungsangebot und Jagdintensität beeinflussen wesentlich die Rudelgrößen weiblichen Rotwildes (Bützler 1986; Clutton-Brock et al. 1982; Reulecke 1988; Wagenknecht 1990).

Weibliches Rotwild kann bei höherer Wilddichte im Winter größere Zusammenschlüsse bilden, die mehrere Rudel umfassen können und hierbei vor allem durch Deckungsstruktur, Winterfütterung und Störungen in ihrer Größe und ihrem Zusammenhalt beeinflusst werden (Dzielcilowski 1979; Drechsler 1991; Reulecke 1988; Schmidt 1991).

Spätestens zur Vegetationsphase der Buschwindröschenblüte trennen sich die Fraßgesellschaften nach Familienverbänden und die einzelnen Rudel kehren in ihre Sommerstreifgebiete zurück. Mitte Mai beginnen sich die hochtragenden Weibchen aus diesen Verbänden abzusondern. Spätestens 10 Tage nach der Geburt des Kalbes kehrt das Muttertier mit seinem Kalb zum Verband zurück, sodass sich die Mutterfamilienverbände im Juli aus Alttier, Kalb und Vorjahreskalb zusammensetzen, sofern das Vorjahreskalb noch am Leben ist. Die Rudelgröße im Sommer wird jetzt sowohl von der Lebensraumstruktur als auch von der Jagd beeinflusst (Dzielcilowski 1979; Jedrzewski et al. 1992; Jeppesen 1987).

In offen strukturierten Lebensräumen liegt die Kopfzahl weiblicher Verbände höher als in geschlossenen Waldlebensräumen. So sind in Buchenwaldgebieten nordhessischer Mittelgebirge in der Mehrzahl weibliche Verbände mit bis zu drei Alttieren zu beobachten (Simon et al. 1997). In offen strukturierten Lebensräumen wie etwa in den schottischen Hochlagen oder im Hochgebirge dagegen können sich Weibchenrudel mit 20 oder mehr Alttieren längerfristig zusammenschließen (Bützler 1986; Blanckenhorn & Buchli 1979; Clutton-Brock et al. 1982; Clutton-Brock et al. 1989; Jeppesen 1987; Krug 2001; Mitchell et al. 1977; Schmidt 1991).

In Waldbiotopen konzentriert sich die soziale Organisation der Weibchenverbände im Sommer meist auf ein bis drei Alttiere mit ihrem Nachwuchs, wie verschiedene Verhaltensstudien am Rothirsch zeigen konnten (Dzielcilowski 1979; Drechsler 1992; Simon et al. 1997). Dzielcilowski (1979) analysierte 2.258 Beobachtungen aus vier verschiedenen Tieflandpopulationen Polens zwischen 1966 und 1979. Der am häufigsten beobachtete Rudelverband umfasste ein bis zwei Alttiere: 83 % aller beobachteten Rudelverbände umfassten Größen bis zu vier Stück Rotwild; zwei bis vier Alttiere wurden noch in 13 % aller beobachteten Verbände mit Rudelgrößen von fünf bis sieben Stück Rotwild festgestellt. Sowohl Gruppierungen von bis zu zwei Alttieren als auch bis zu vier Alttieren waren in der erwarteten Häufigkeit über den gesamten Sommer hinweg anzutreffen; größere Rudelverbände mit Rudelgrößen von 8–15 Stück Rotwild wurden v.a. in den Monaten Dezember bis März beobachtet; ab April zerfielen diese Fraßgesellschaften wieder in Kleingruppen (Dzielcilowski 1979).

Simon und Kollegen (1997) trugen in den Jahren 1994–1997 im Rahmen einer dreijährigen Verhaltensstudie am Rothirsch im Waldschutzgebiet Edersee (Kellerwald/Nordhessen) 160 Beobachtungen weiblicher Rotwildverbände zusammen und beobachteten vor allem Kahlwildrudel mit bis zu drei Alttieren. In demselben Untersuchungsgebiet wurde bereits 15 Jahre zuvor eine Verhaltensstudie am Rothirsch durchgeführt (Bufe 1982). Bemerkenswert sind die Ergebnisse vor dem Hintergrund einer damals deutlich höheren Wilddichte (vgl. Dietze 1983; Simon et al. 1997). Trotz hoher Wildbestände beobachtete auch Bufo (1982) in 72 % der Beobachtungen weiblicher Rotwildverbände Kahlwildrudel mit ein bis drei Alttieren. Lediglich 14 % der beobachteten Weibchenrudel umfassten vier bis sechs Alttiere und weitere 14 % der Beobachtungen Kahlwildrudel von acht und mehr Alttieren (Bufe 1982) (Datenbasis: 36 Beobachtungen weiblicher Rotwildverbände von Mai bis Oktober 1981).

Neben dem Biotop hat insbesondere auch die Jagd entscheidenden Einfluss auf die Rudelgröße. Die Rudelgrößen

stehen dabei in direktem Zusammenhang mit Abschüssen in diesen Rudelverbänden in den Jahren zuvor: Weibchenverbände sind Gruppen eng miteinander verwandter Tiere; sie sind immer Teil ein und derselben „Großmutterfamilie“ (Bützler 1986; Clutton-Brock et al. 1982; Drechsler 1992). In einem intakten Familienverband führt in der Regel jedes mehrjährige Alttier im Sommer ein Kalb und ein Schmaltier bzw. einen Schmalspießer (das Kalb des Vorjahres). Diese zeigen auch im zweiten Lebensjahr eine noch enge Bindung an ihre Mutter. Dazu kommt dann noch ein zweijähriger Hirsch bzw. ein zweijähriges noch nicht führendes Alttier (das Kalb des Vorvorjahres) mit einer inzwischen gelockerten Bindung. Die Rudelgröße in einem Weibchenverband mit zwei Alttieren umfasst daher maximal acht Tiere (sofern keines der Jungtiere erlegt wurde) und minimal zwei Tiere (sofern alle Jungtiere bis auf die beiden Alttiere erlegt wurden). Bei steten Abschüssen von Jungtieren aus einem Großfamilienverband bleibt die Anzahl der Alttiere im Rudelverband gleich, nur der „Anhang“ wird kleiner.

geboren und war in diesem Sommer 1991 ausschließlich mit Hirschen vergesellschaftet; ein weiteres zweijähriges Alttier aus dem Forstamt Edertal verlor im Sommer sein Kalb, das dritte zweijährige Alttier aus dem Forstamt Edertal führte sein Kalb erfolgreich in den Winter 1991/92. Insgesamt führten fünf von acht Alttieren im Sommer 1991 ein Kalb.

Die Kälber wurden den Beobachtungen zufolge zwischen dem 20. Mai und 20. Juni 1991 geboren. Das erste Kalb wurde am 28. Mai, ein weiteres am 11. Juni und ein drittes am 28. Juni erstmals beobachtet. Die beiden anderen Kälber waren bereits mehrere Wochen alt, als sie erstmals im Juli mit ihrem Muttertier beobachtet wurden.

Über den gesamten Jahresverlauf hinweg betrachtet, lagen die Rudelgrößen weiblichen Rotwildes in Kranichstein meist bei ein bis zwei Alttieren mit insgesamt zwei bis maximal sechs Tieren in einem Rudelverband.

Die fünf autochtonen Alttiere waren eng miteinander verwandt und gehörten derselben Großfamilie an. Dennoch kam es über den gesamten Sommer nur an wenigen Tagen zu Rudelbildungen, die drei bis fünf Alttiere umfassten: Unter 68 Beobachtungen weiblicher Verbände waren nur in sechs Fällen (< 10% der Sommerbeobachtungen weiblichen Rotwildes) drei und mehr Alttiere miteinander vergesellschaftet. Im Herbst, während der Brunft bis zum Laubfall, stieg diese Rate auf 20% der Herbstbeobachtungen weiblichen Rotwildes, im Winter war die Beobachtung größerer Weibchengruppen am größten: 30% der Beobachtungen umfassten jetzt drei bis fünf Alttiere.

Die drei im Herbst 1990 zugesetzten Alttiere aus dem Forstamt Edertal waren im Sommer 1991 zu keinem Zeitpunkt mit den autochtonen Weibchenverbänden vergesellschaftet.

Die abgesehen von der Setzzeit regelmäßigen – wenn auch relativ seltenen – Beobachtungen größerer Gruppen zeigt andererseits, dass die miteinander verwandten Weibchen in regelmäßigem Kontakt miteinander stehen, die bevorzugte Gruppenbildung jedoch zwei Alttiere nicht überschreitet. Im Ergebnis zeigen die Beobachtungen sehr deutlich, dass zu keiner Jahreszeit größere stabile Weibchenverbände bestanden. Stabil bedeutet hier, dass

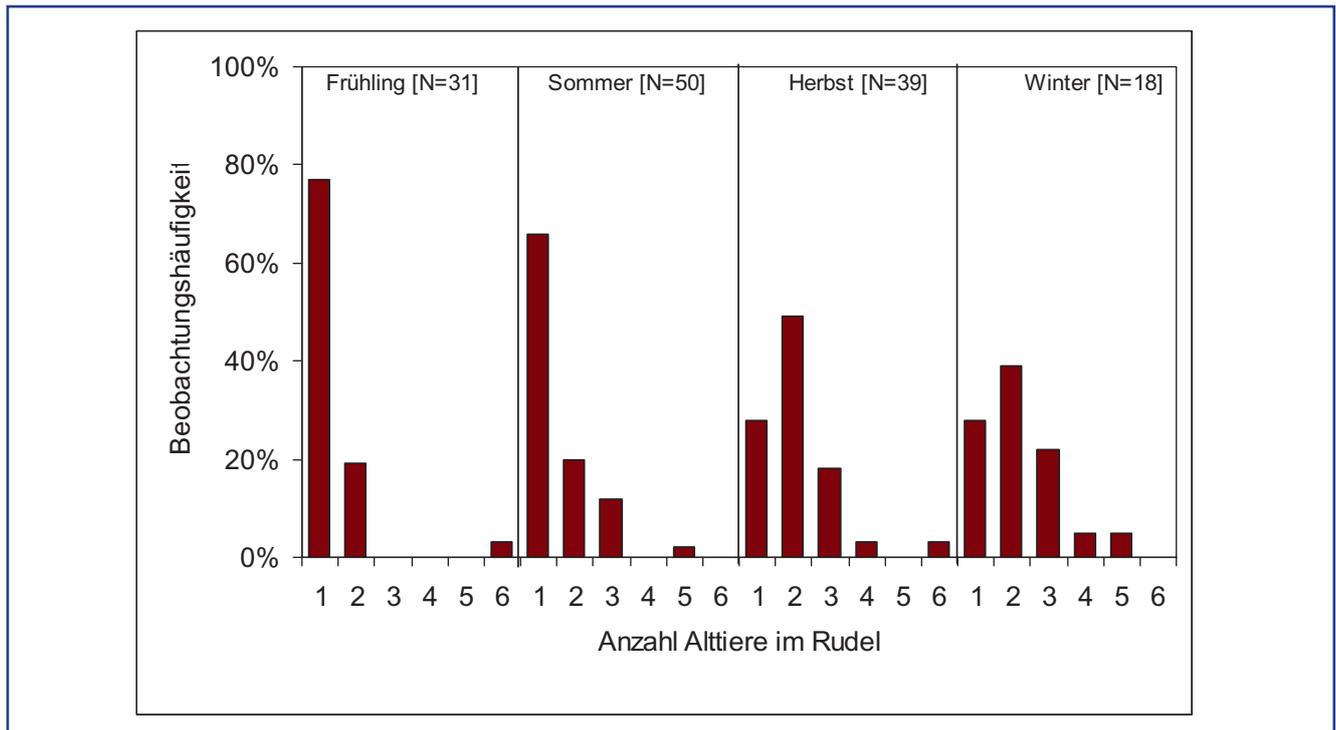
die Rudel über mehrere Wochen hinweg in ein und derselben Sozialorganisation fortbestehen.

Beobachtungsstudien von Bufe (1982) zeigen in Weibchenverbänden mit drei Alttieren entsprechende Schwankungen der Rudelgrößen im Sommer zwischen sechs und elf Tieren (mittlere Rudelgröße 8,1; N = 8 Beobachtungen weiblicher Verbände). In Kranichstein variierten die Rudelgrößen in Weibchenverbänden mit zwei Alttieren zwischen zwei und fünf Tieren (mittlere Rudelgröße 4,3; N = 13 Beobachtungen weiblicher Verbände).

Trotz der Neigung der Weibchen, sich im Sommer überwiegend in Kleingruppen zu bewegen, ist die Möglichkeit der Großrudelbildung ein wesentlicher Faktor im sozialen Wohlbefinden der Mutterfamilien. Die Möglichkeit, sich als Familienverband im Sommer zeitweise auch zur Großfamilie zusammenschließen zu können, fördert nicht nur das soziale Wohlbefinden, sondern ist möglicherweise auch ein nicht zu unterschätzender Faktor in der Toleranz gegenüber Störreizen, wie sie z.B. Waldbesucher darstellen.

Auszug aus dem Beobachtungsprotokoll vom 29.08.1991:

Mit 13,4 ha ist die Rottwiese die größte Waldwiese in Kranichstein. Immer wieder ist hier – wie u.a. auch auf der Kernwiese – zu beobachten, dass verschiedene Familienverbände, von unterschiedlichen Tageseinständen herkommend, die Wiese zur Nahrungsaufnahme zeitgleich aufsuchen, dort zu Großgruppen zusammentreffen und auch spielerisch sozial interagieren. In der Nacht auf den 29. August 1991 ästen und ruhten drei Mutterfamilienverbände Rotwild sowie ein vierköpfiges Hirschrudel in verschiedenen Bereichen der Rottwiese. Bereits im ersten Morgenlicht gegen 05:40 Uhr verlässt der Hirschtrupp die Wiese. Die drei Weibchenverbände äsen bis gegen 07:00 Uhr im hellen Morgenlicht getrennt an verschiedenen Orten auf der Wiese, ziehen dabei aufeinander zu und wieder voneinander weg, ohne dabei sichtlich Kontakt miteinander aufzunehmen. Schließlich äsen zwei Gruppen in Waldrandnähe, die dritte Gruppe – ein Familienverband aus Alttier und Kalb – mitten auf der



Rudelgrößen weiblichen Rotwildes in Kranichstein.

Wiese. 10 Minuten später schreitet der kleinere Verband in Waldrandnähe – bestehend aus Alttier und Kalb – in den Schutz des Waldes. Das auf der Wiesenmitte bis dahin äsende Alttier beginnt anhaltend zu sichern, der dritte Verband – bestehend aus Alttier, Kalb, Schmaltier, Schmalspießer – äst ruhig in Waldrandnähe weiter. Schließlich trabt das auf der Wiesenmitte stehende Alttier, von seinem Kalb gefolgt, auf den vierköpfigen Weibchenverband am Waldrand zu. Die dortigen Tiere folgen dem Alttier und traben gemeinsam durch eine größere Schilfbrache auf der Wiese. Als die Gruppe einige Minuten später aus der Schilfbrache auf die offene Wiese austritt, fallen alle Tiere in einen spielerischen Galopp, geführt von den Alttieren. Erst beißen und treten sich die Alttiere im Galopp, dann plötzlich ändert sich das Spiel, und das Schmaltier wird in einem Verfolgungsgalopp über mehrere Runden mitten über die Wiese gejagt, gefolgt von Kälbern und Spießer. Schließlich ist der Schmalspießer der Gejagte. Nach etwa 10 Minuten endet das Verfolgungsspiel am Waldrand, die Tiere stehen – sichtlich außer Atem – und verschnaufen, bis sich die Atemfrequenz normalisiert hat. Um 07:35 Uhr zieht die Gruppe in den Wald.

Der Rudelbildung sind zumindest im Sommer eindeutige Grenzen gesetzt. Ein Weibchenverband ist keine wahllos zusammengesetzte Gruppe von Alttieren, Kälbern, Schmaltieren und Schmalspießern, sondern harmonisiert entsprechend ihrem Verwandtschaftsgrad. Fremde Weibchen bzw. fremde Familienverbände werden in Gruppennähe nicht toleriert. So wurden die im Herbst

1990 zugesetzten Schmaltiere nicht in die Weibchenverbände Kranichsteins integriert und lebten bis zur Geburt ihres Kalbes allein, danach ausschließlich mit ihrem Kalb zusammen. In den Folgejahren gründeten die zugesetzten Alttiere mit ihrem Nachwuchs eigene Familienverbände. Am 21. August 1991 – das Kalb des zugesetzten Alttieres „41“ war inzwischen gut zwei Monate alt – konnte erstmals eine aktive Begegnung mit einem autochthonen Weibchenverband beobachtet werden.

Auszug aus dem Beobachtungsprotokoll vom 21.08.1991:

Um 20:05 Uhr tritt das Alttier „41“ mit seinem Kalb auf den nordöstlichen Bereich der Kernwiese, der zu dieser Zeit bevorzugt von einem weiteren Weibchenverband beäst wird. Beide Tiere sind sichtlich nervös. Das Kalb bewegt sich sehr nah zu seiner Mutter, die Individualdistanz beträgt beim Äsen meist weniger als einen Meter. Die Rate spontanen Sicherns des Muttertieres während des Äsens beträgt 7,2 % und ist als „mäßige Beunruhigung“ für den Lebensraum Kranichstein zu werten. Als sich das Kalb auf der Waldwiese niederlegt, entfernt sich das Muttertier erst nach weiteren 30 Minuten bis zu 20 m vom Kalb. 40 Minuten nach dem Austreten der beiden Tiere (20:45 Uhr) ist im Wald das Anwechsellern von Rotwild zu hören. Alttier „41“ richtet sich nach dem näher ziehenden Rotwild aus, sichert steifbeinig mit starr nach der Geräuschquelle gerichteten Ohren und aufrecht erho-

benem Hals und harnt. Das Kalb hat das Ausdrucksverhalten der Mutter wahrgenommen, steht auf, sichert mit demselben Ausdruck, ohne sich seiner Mutter zu nähern. Die Rate reaktiven Sicherns des Alttieres „41“ während der folgenden 10 Minuten beträgt 36,5%. 10 Minuten nach Wahrnehmung der Gruppe tritt ein Familienverband – bestehend aus Alttier, Kalb, Schmaltier und Schmalspießer in 30 m Entfernung auf die Waldwiese. Das Alttier „41“ wirkt nun sichtlich entspannter, setzt die Äsungsaufnahme fort, die Rate des reaktiven Sicherns zu der anderen Mutterfamilie sinkt unter 10%. Das Kalb des Alttieres „41“ schreitet zu dem anderen Alttier, wird von diesem aber sofort mit Bissen in Hals und Rücken vertrieben. Erst als das Alttier erneut das Kalb attackiert, schreitet das Alttier „41“ zögerlich auf die Aggressorin zu. Das Alttier lässt nun von dem davontrabenden Kalb ab, das sofort an die Seite seiner Mutter zieht. Gemeinsam nähern sich beide dem Alttier auf eine Distanz von 3 m, werden jedoch sofort von dem drohenden Alttier auf 10 m zurückgedrängt. Schließlich setzt das Alttier „41“ mit seinem Kalb – unter einer Distanz von 25 m – erneut die Äsungsaufnahme fort. 10 Minuten später schreitet der Schmalspießer, der nachweislich nicht mit dem Alttier „41“ verwandt ist, auf die beiden Tiere zu und entfernt sich mit ihnen von dem anderen Weibchenverband.

Feindvermeidung und Rudelgrößen

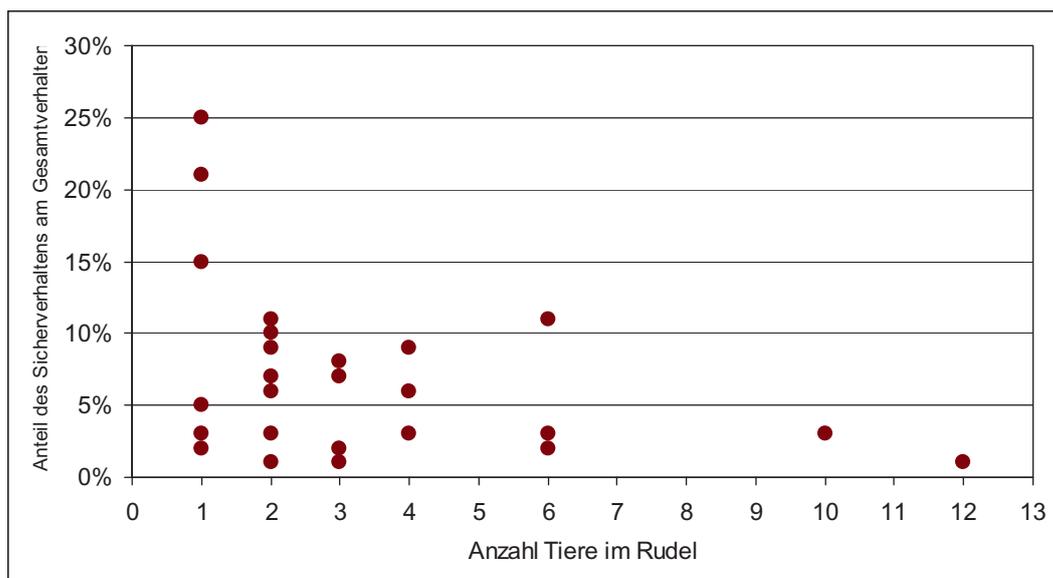
Das Verhalten der Feindvermeidung ist individuell sehr unterschiedlich und abhängig von den Erfahrungen, die

ein Alttier in seinem bisherigen Leben gesammelt hat. Die Summe der verschiedenartigen Störwirkungen (vom Jäger bis zum Waldbesucher) bestimmt den Grad der Feindvermeidung. Hohe Fluchtdistanzen, Fluchtreaktionen auf an sich ungefährliche Störreize, galoppartige Fluchten über größere Distanzen und das Meiden stärker von Menschen belauener Waldbereiche sind ein Ausdruck hoher, anhaltender Störwirkungen.

Ein objektives und vor allem auch praktikabel zu ermittelndes Maß für die Störungsintensität in einem Lebensraum ist das Sicherverhalten dominanter Tiere (in der Regel mehrjährige führende Alttiere) in einem Rudelverband. Über den Zeitanteil des Sicherns am Gesamtverhalten während der Äsungsaufnahme lässt sich der Grad der Störbelastung im Lebensraum ermitteln. Die Erhebungen fokussieren sich dabei auf Mutterfamilien und Kahlwildrudel, die im Sommer während der Jungenaufzucht wesentlich störungsempfindlicher sind als Hirsche.

In den Monaten Mai bis Oktober 1991 gelangen 132 Beobachtungen von Alttieren bzw. Familienverbänden. Darunter waren 25 Beobachtungen, bei denen über mindestens 10 Minuten das Sicherverhalten eines dominanten Alttieres kontinuierlich beobachtet werden konnte. Das Ergebnis zeigt einen mittleren Wert von 7% Sicherverhalten während der Äsungsaufnahme und charakterisiert den Lebensraum als gering bis mäßig gestört.

Setzt man das Sicherverhalten des jeweiligen Alttieres in Bezug zur Rudelgröße, so zeigt sich deutlich, dass in Sozialgruppen ab drei Tieren das Sicherverhalten geringere Zeitanteile einnimmt. Daraus folgt, dass das Sicher-



Sicherverhalten von Alttieren in Kranichstein als Parameter für die Störungsbelastung.



Sicherndes Alttier.

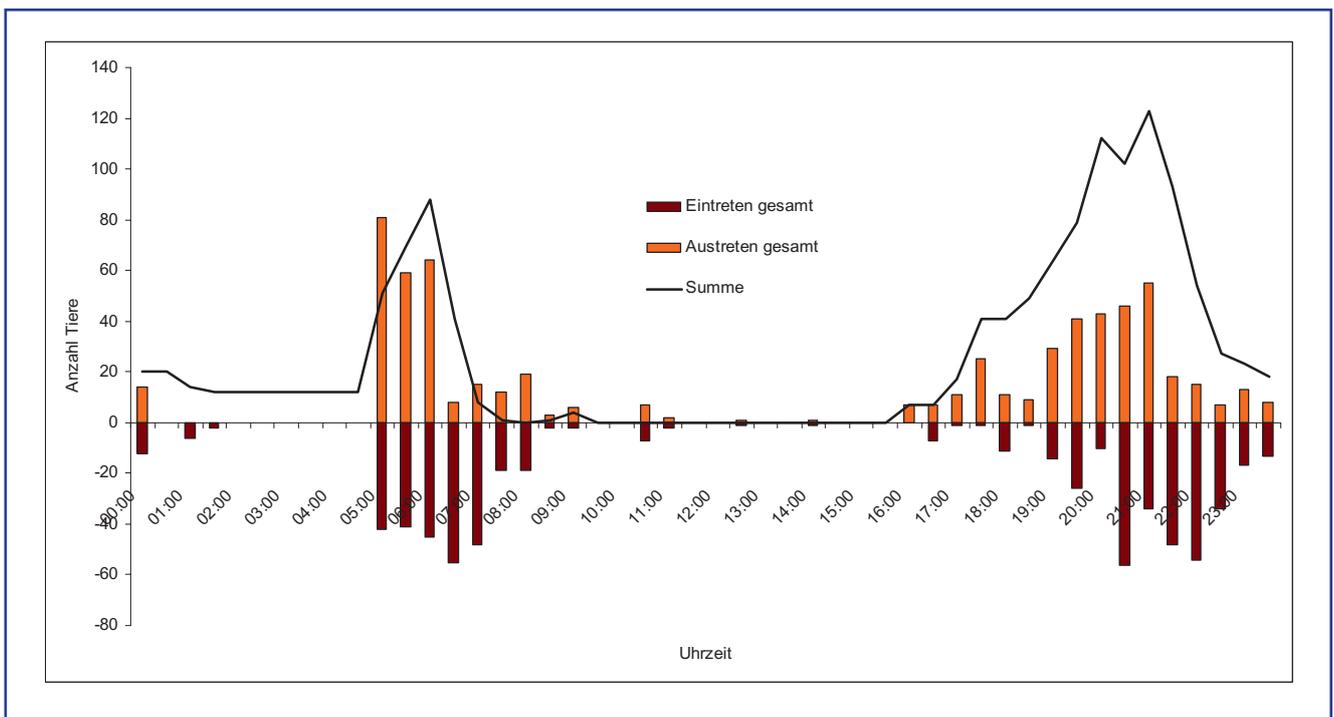
heitsgefühl im Familienverband höher ist. Gleichmaßen lässt sich daraus erkennen, dass im Familienverband eine effektivere Äsungsaufnahme auf der Äsungfläche bezogen auf die Zeiteinheit möglich ist. Eine in ihrem Nutzen vergleichbare Strategie zeigt das Verhalten der Rehe im Winter mit der Bildung von größeren Wintersprüngen im Offenland (vgl. Kurt 1991).

Auch die Bereitschaft, bereits früh am Abend auf Waldwiesen auszutreten bzw. diese morgens erst relativ spät nach Sonnenaufgang zu verlassen, reflektiert ein nur geringes Maß an Störbelastungen im Lebensraum. In Kranichstein zeigt sich einerseits ein Beäsen der Waldwiesen bis in die späten Morgenstunden und gleichermaßen ein sehr zeitiges Auswechselln auf die Waldwiesen am späten Nachmittag bzw. in den frühen Abendstunden. Dazwi-

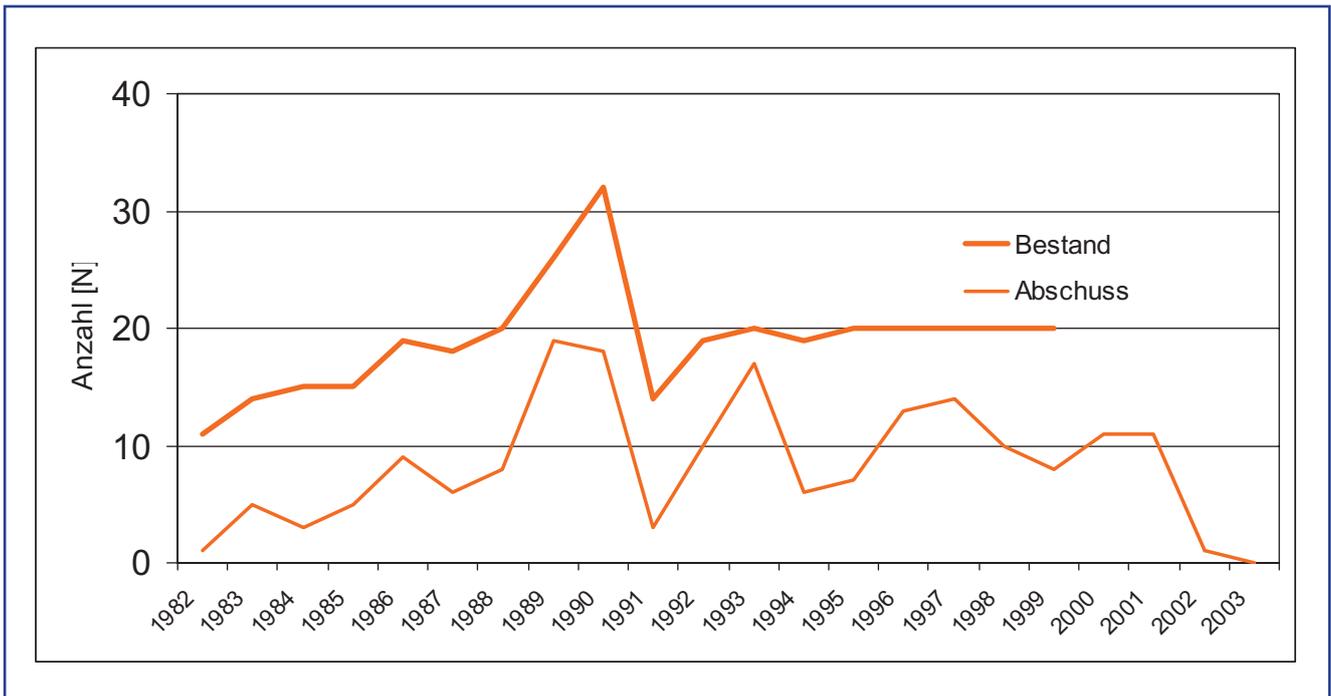
schen werden Waldwiesen auch tagsüber, wenn auch nur sporadisch, zur Äsungsaufnahme aufgesucht. Gleichzeitig zeigen sich lange und ungestörte Äsungsintervalle in den Abend- und Nachtstunden vor Mitternacht. Nicht selten verbleiben die Tiere dabei nachts zum Ruhen und Wiederkäuen mitten auf den Äsungsflächen. Selbst tagsüber lassen sich Ruhe- und Wiederkäuphasen auf den Waldwiesen beobachten, sofern die Wiesen, wie etwa die Rottwiese mit 13,4 ha, eine ausreichende Größe, gute Deckungsstrukturen (Schilfbestände und Weidengebüsche im Zentrum der Wiese) und einen ausreichend großen Abstand zu den Wegen besitzt. Entscheidend kommt hinzu, dass der Mensch als Störgröße kalkulierbar ist, da die Rottwiese ausschließlich im Südwesten von Wegen tangiert wird und alle übrigen Wege, die vormalig auf die Wiese führten, im Laufe der Jahre „verodet“ wurden und heute nicht mehr begangen werden.

4.2.2 Damwild

Damwild wurde 1981 im Gebiet eingebürgert. Die im Vergleich zum Rotwild stärkere Neigung, auch tagsüber Waldwiesen zur Nahrungsaufnahme aufzusuchen und damit für den Waldbesucher beobachtbar zu werden, war für die Entscheidung, eine weitere Schalenwildart einzusetzen, ausschlaggebend. Daher wurden neun Tiere aus dem Wildpark Edersee ausgewildert. Der Frühjahrsbestand sollte ebenso wie beim Rotwild insgesamt 20 Tiere nicht überschreiten. Die eingesetzten Tiere hatten sich im Gebiet problemlos eingelebt und jährlich



Auswechselln und Einwechselln von Rotwild auf die Waldwiesen in Kranichstein (10.05.91–31.12.91).



Bestandsentwicklung und Jagdstrecken des Damwildes im Wildschutzgebiet Kranichstein.



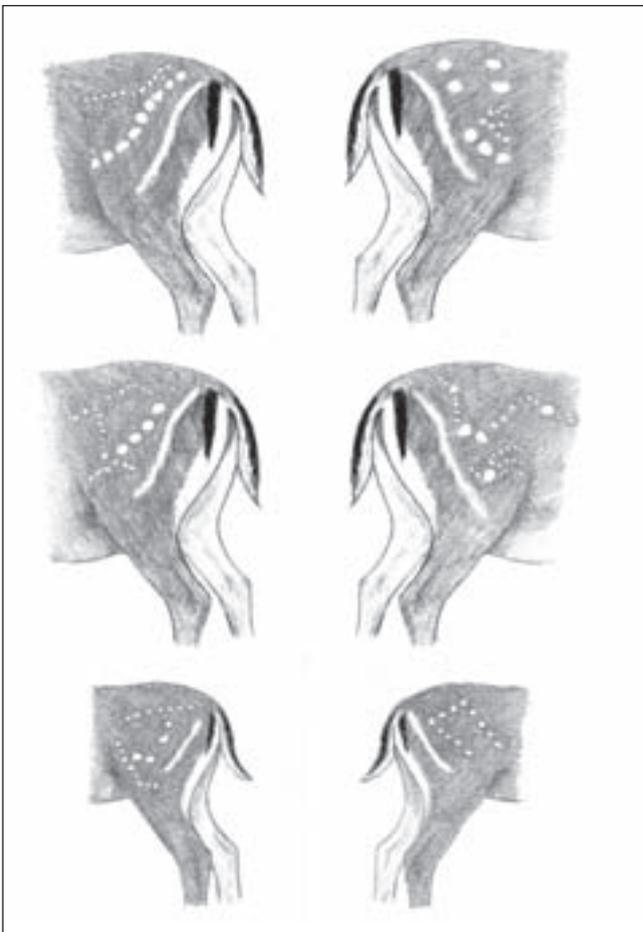
Zweijähriger Damhirsch.

Kälber geboren. Bereits 1989 war der Zielbestand mit 26 Tieren überschritten. Nach Beschädigungen des Außenzaunes durch den Orkan im Winter 1990 verließ eine nicht bekannte Anzahl an Damwild das Gebiet. Der Frühjahrsbestand 1992 umfasste schließlich 18 Tiere, davon sieben männliche und elf weibliche.

Die Damhirschpopulation im Wildschutzgebiet ist überwiegend wildfarben. Sporadisch erfolgen Geburten weißer und schwarzer Kälber. Die Population der umgebenden Hegegemeinschaft „Kranichstein-Dreieck“ dagegen ist überwiegend dunkelfarben. Im Wildschutzgebiet Kranichstein wurden 1991 zwei schwarze Hirschkalber und ein weißes Wildkalb geboren. Während die schwarzen Kälber geschossen wurden, wurde mit dem hellen Kalb die Chance genutzt, dieses Tier im Rudelverband jederzeit individuell erkennen zu können. Dabei erlaubt die helle Fellfarbe auch eine Identifizierung bei Nacht. 1994 wurde erneut ein schwarzes Hirschkalb geboren. Das Tier wurde im Folgejahr erlegt. 1996 wurde ein wildfarbenes Hirsch-



Hellfarbener Schaufler in der Brunft.



Skizzen der Fleckenzeichnung auf der rechten und linken Hinterhand von zwei Alttieren sowie eines 1991 geborenen Kalbes.

kalb ohne weiße Fleckung geboren, auch dieses Tier wurde erlegt. Bis einschließlich 2005 wurden ausschließlich wildfarbene Kälber geboren.

Neben dem 1991 geborenen weißen Wildkalb waren 1991 drei zu diesem Zeitpunkt mindestens elfjährige

Alttiere mit einer orangefarbenen Ohrmarke markiert. Die kleinen Marken konnten jedoch nur auf geringe Entfernung und nur bei günstigem Licht erkannt werden. Eine Unterscheidung dieser Alttiere anhand ihrer Ohrmarken war also nicht möglich. Dahingegen ist die Fleckzeichnung auf der Hinterhand des Damwildes individuell verschieden, sodass prägnant gefleckte Tiere über ihre Fellzeichnung – zumindest bei gutem Licht – erkannt werden konnten. Zur eindeutigen und schnellen Zuordnung der weiblichen Tiere wurden Fleckzeichnungsskizzen angefertigt. Die Hirsche waren problemlos durch ihre unterschiedliche Geweihmorphologie voneinander zu unterscheiden.

Mit dem Erkennen einzelner Individuen war die Einordnung und Interpretation von inner- und zwischenartlichem Verhalten in einem besonderen Maß möglich. Das 1991 geborene weiße Wildkalb setzte im Juni 2004 als 13-jähriges Alttier Zwillingskälber. 1997 wurde ein Alttier erlegt, das eine Ohrmarke trug und als Schmaltier 1981 im Wildschutzgebiet eingebürgert worden war. Das Tier war damit nachweislich 17 Jahre alt. Nach der Zahnabnutzung schien das Tier deutlich jünger zu sein. Diese Tatsache zeigt, dass regelmäßig gesetzte „Eichmarken“, z.B. durch das Markieren von Kälbern, für die Altersschätzung am Unterkiefer sehr hilfreich sein können.

Überlappende Nutzung der selben Lebensräume

In der Ökologie werden Arten, die sehr ähnliche Ansprüche an denselben Lebensraum haben, als sympatrisch lebend bezeichnet. Rothirsch und Damhirsch sind zwei solche sympatrisch lebenden Arten.

In Kranichstein stellte sich im Verlauf der Untersuchungen die Frage, ob Rothirsch und Damhirsch bei begrenztem Ressourcenangebot (Äsung, Einstände) in Konkurrenz zueinander treten bzw. Verdrängungseffekte zwischen beiden Hirscharten auftreten.

Am Beispiel der Hengstriedwiese, einer aufgrund ihrer Größe von sieben Hektar, ihres Artenreichtums und Vielgestaltigkeit an Pflanzengemeinschaften besonders attraktiven Waldwiese und Äsungsfläche, soll die Konkurrenzsituation zwischen Rotwild und Damwild näher betrachtet werden.

Zur Ermittlung einer möglichen Verdrängung zwischen Rothirsch und Damhirsch findet der interspezifische Assoziationskoeffizient nach Cole (1949), zit. nach Lorenz (1984), Anwendung. In eine Vierfeldertafel werden die nominalen Beobachtungsdaten beider Hirscharten nach dem „Vorhanden-nicht vorhanden-Typ“ eingetragen. Das Ergebnis soll zeigen, ob Rothirsch und Damhirsch anziehend, abstoßend oder neutral aufeinander wirken.

Tabelle 18: Vierfeldertafel mit Besetzungszahlen und Randsummen zur Ermittlung der Wechselwirkung zwischen Rotwild und Damwild auf der Hengstriedwiese

		Damwild	
		Vorhanden	Nicht vorhanden
Rotwild	Vorhanden	28	47
	Nicht vorhanden	58	64

Der Bewertung liegen insgesamt 169 Beobachtungen aus den Monaten Mai bis Oktober 1991 zugrunde. Das Ergebnis zeigt, dass in 28 Fällen Rotwild und Damwild gleichzeitig beim Äsen beobachtet wurde, in 47 Fällen Rotwild auf der Wiese äste, Damwild jedoch nicht anwesend war, und in 58 Fällen Damwild auf der Wiese äste, Rotwild jedoch nicht anwesend war. In 64 Fällen wurde keine der beiden Wildarten beobachtet.

Da $28 \times 64 < 47 \times 58$ und $28 < 64$ ist, findet folgende Formel ihre Anwendung (vgl. Cole 1949):

$$\frac{28 \times 64 - 47 \times 58}{(28+47) \times (28+58)} = -0,14$$

Würden beide Arten einander meiden und zu keiner Zeit gemeinsam auf der Hengstriedwiese äsen, wäre dies die stärkste Form negativer Assoziation. Die Vierfeldertafel hätte den Wert $-1,0$ zum Ergebnis. Liegt der Wert dagegen sehr nahe bei Null, zeigt sich, dass die An- oder Abwesenheit der einen Art keinen Einfluss auf die andere Art hat. Der ermittelte Assoziationskoeffizient von $-0,14$ bedeutet im Ergebnis, dass beide Hirscharten unbeeinflusst voneinander die Hengstriedwiese zur Äsungsaufnahme aufsuchen.

Das Ergebnis ist für die Bewertung der Wechselwirkung zwischen Schalenwild und Waldvegetation von Bedeutung. Es zeigt, dass der Verbisseinfluss auf die Waldvegetation grundsätzlich durch beide Hirscharten auf der selben Fläche erfolgen kann und damit auch jede Weiserfläche in ihrer Vegetationsentwicklung gleichermaßen durch Rotwild und Damwild beeinflusst werden kann (vgl. Kap. 4.3.1).

Wie wenig beide Hirscharten aufeinander störend reagieren, zeigen auch die nachfolgenden Verhaltensprotokolle.

Auszug aus dem Beobachtungsprotokoll vom 27.08.1991:

Es ist Ende August. Gegen 20:45 Uhr zieht ein Damtier mit seinem Kalb auf die Rottwiese zur Äsung. 10 Minuten später stößt auf gleichem Wechsel ein weiteres Damtier

mit seinem Kalb zu der Mutterfamilie. Nahezu gleichzeitig wechselt ein zwölfköpfiger Mutterfamilienverband Rotwild auf benachbartem Wechsel auf die Rottwiese zur Äsung. Das Rotwildrudel zieht 100 Meter auf die Wiese hinaus und hält sich äsend auf einem eng begrenzten Areal auf. Die Entfernung zu der Damwildgruppe beträgt 70 Meter. Beide Weibchenverbände haben voneinander Kenntnis genommen, ohne weiter zu reagieren.

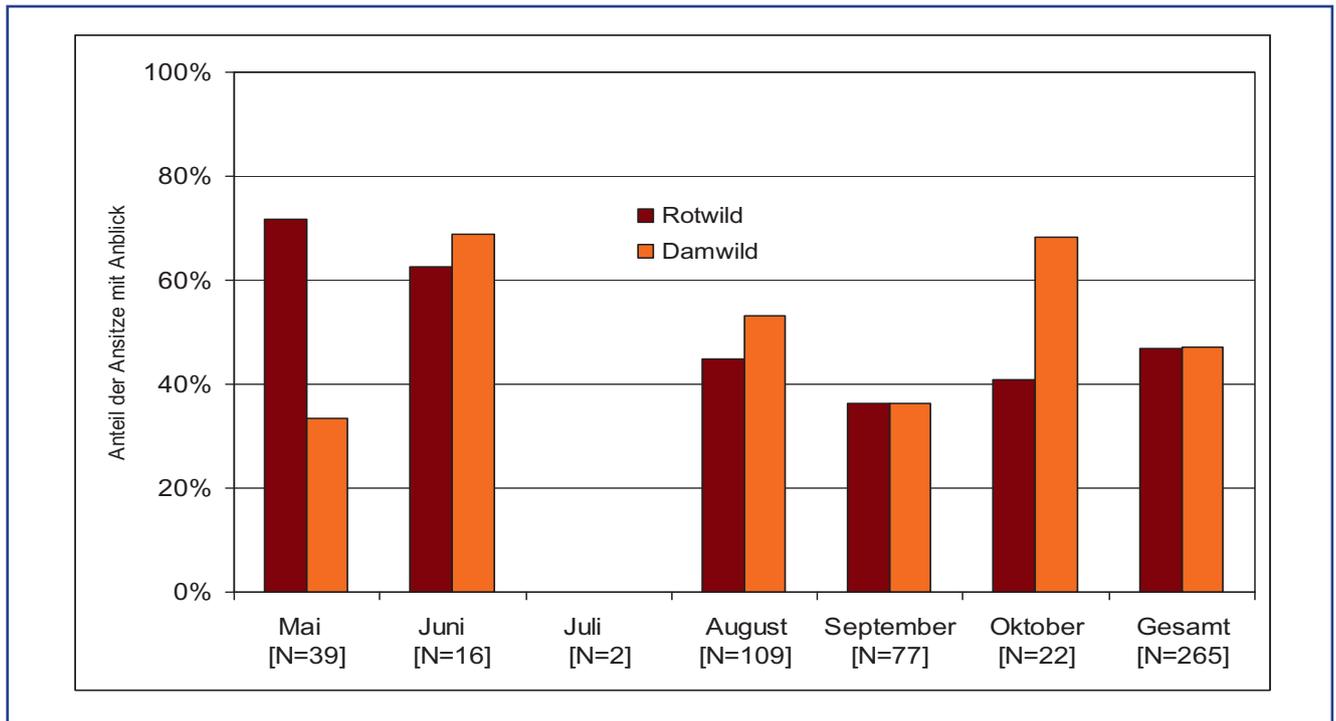
Gegen 21:10 Uhr wechselt ein fünfköpfiger Trupp junger Rothirsche auf gleichem Wechsel auf die Rottwiese und zieht zwischen das Damwildrudel. Die jungen Hirsche beginnen mit Scherzkämpfen. Mit gebundenen Geweihen schieben und drehen sich die Kampfpartner. Permanent sind die für Scherzkämpfe typischen Laute der Hirsche zu hören. Immer wieder werden die Kampfpartner gewechselt. Die Hirsche treiben sich über kurze Strecken, forkeln mit dem Geweih den Boden und drohen sich mit gesenktem Haupt. Die Distanz zu den weiterhin ruhig äsenden Damtieren beträgt zwischen einem und 30 Meter. Selten heben die Dam-Alttiere beim Äsen den Kopf, um das Treiben der Hirsche zu betrachten, auch weichen die Damtiere den Hirschen nicht aus. Die beiden Damkälber bäugeln die Szenerie der kämpfenden Hirsche mit Neugier aus wenigen Metern Entfernung.

Auszug aus dem Beobachtungsprotokoll vom 10.09.1991:

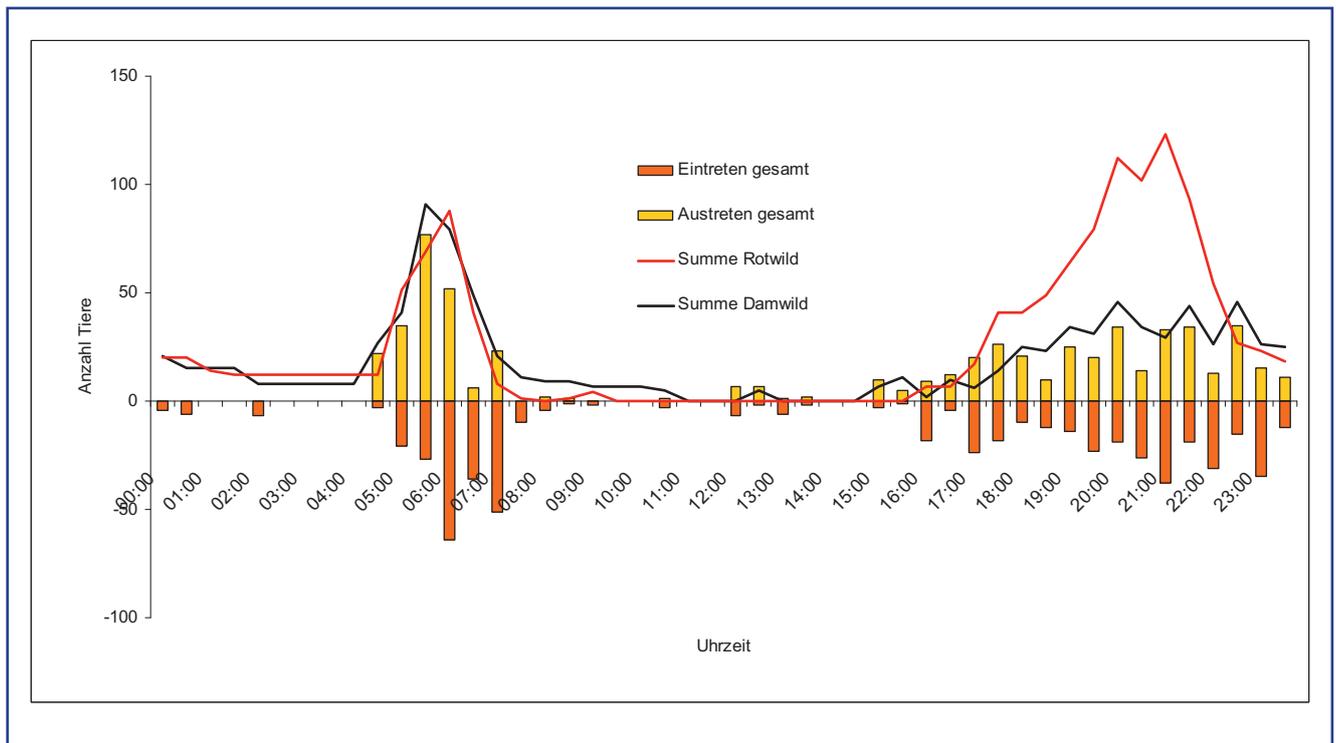
Es ist Mitte September. Gegen 07:30 Uhr ziehen zwei junge Rothirsche in ruhigem Schritt entlang der Höllschneise und beäsen die Kräuter und Gräser entlang des Wegsaumes. Zwei Dam-Alttiere wechseln gemeinsam mit ihren beiden Kälbern auf die Höllschneise und ziehen parallel an den Hirschen vorüber. Die Individualdistanzen unterschreiten dabei kurzzeitig einen Meter. Die beiden Alttiere zeigen keine erkennbare Reaktion bei der Begegnung, die beiden Hirsche äugen dem Weibchenrudel noch 20 Sekunden nach und setzen ihre Nahrungsaufnahme schließlich fort.

Beobachtbarkeit von Rotwild und Damwild im Vergleich

Damwild zeigt im Vergleich zum Rotwild eine geringere Störempfindlichkeit und daraus resultierend eine höhere Tagaktivität und bessere Beobachtbarkeit, so schreiben Ueckermann & Hansen (1984). Die bei Ueckermann & Hansen beschriebenen, für den Damhirsch typischen Verhaltensmuster basieren auf empirischen Beobachtungen. Nicht wenige Jagdpraktiker bestätigen die vergleichsweise gute Beobachtbarkeit des Damwildes. Die unterschiedliche Beobachtbarkeit von Rothirsch und Damhirsch begründet sich durch artspezifisch unterschiedliche



Beobachtbarkeit von Rotwild und Damwild im Vergleich.



Wiesennutzung von Rotwild und Damwild im Vergleich 10.05.91–21.12.91.

Reaktionen auf Störgrößen. Während Rotwild in unklaren Situationen bereits frühzeitig ausweicht und flüchtet (meist, bevor der Mensch die Tiere wahrnimmt), bemüht

sich Damwild zunächst um eine sichere Identifizierung der Störgröße. Diese Verhaltensunterschiede in der Feindvermeidung lassen sich auf stammesgeschichtliche



Damalttier mit Kalb im Herbst.

Unterschiede in den prägenden Lebensräumen – halb-offene Waldsteppenlandschaften beim Rothirsch und zweischichtige Waldgesellschaften des Mittelmeerraumes beim Damhirsch – zurückführen. Die unterschiedliche Reaktion auf Störgrößen beider Arten hat eine Entsprechung auch in den bei gleichen Wilddichten und Verkehrsverhältnissen signifikanten Unterschieden in der Unfallhäufigkeit. Die Unfallrate ist beim Damwild knapp 30-mal höher (Petrak 1985, 1999).

In Kranichstein bot sich aufgrund einer exakt geführten langjährigen Datenreihe an Verhaltensbeobachtungen und der jagdlichen Gleichbehandlung(!) beider Wildarten die Möglichkeit, Verhaltensbeobachtungen zu Störempfindlichkeit und Tagaktivität von Rothirsch und Damhirsch vergleichend auszuwerten. Beispielfhaft werden die Beobachtungen beider Wildarten während der Ansitze in den Jahren 1996, 1997 und 1998 dargestellt. Insgesamt wurden in den Monaten Mai bis Oktober 265 Ansitzbeobachtungen ausgewertet. Überraschend zeigt sich im Gesamtergebnis kein Unterschied in der Beobachtbarkeit. Der Beobachtungserfolg beträgt für beide Arten knapp 50 %, d.h. bei jedem zweiten Ansitz konnte Rotwild und Damwild beobachtet werden. In einzelnen Monaten ist die Beobachtbarkeit jedoch artspezifisch sehr verschieden. Im Mai – vor der Geburt der Rotwildkälber – überwog die Beobachtbarkeit des Rotwildes gegenüber Damwild um 100%! Im Juni war die Beobachtbarkeit beider Arten mit mehr als 60% besonders hoch. Im Oktober zur Damhirschbrunft war die Beobachtbarkeit des Damwildes deutlich erhöht.

Betrachtet man die zeitliche Abfolge der Äsungsintervalle beider Arten auf den Waldwiesen Kranichsteins, so zeigen sich keine wesentlichen artspezifischen Unterschiede. In den Morgenstunden bleiben Rothirsche in der Tendenz länger auf den Waldwiesen. Tagsüber ist die Aktivität beider Wildarten vergleichbar gering und auch abends beginnen beide Arten etwa zur selben Zeit, auf die Wiesen auszuweichen.

Eindrucklich zeigt sich in Kranichstein, dass trotz stammesgeschichtlich begründeter Verhaltensunterschiede vor allem auch die Art der Bejagung einen entscheidenden Einfluss auf die Beobachtbarkeit beider Wildarten hat. Im Falle Kranichstein ist die Beobachtbarkeit des Rotwildes vergleichbar mit jener des Damwildes, phasenweise sogar höher. Einmal mehr wird die Schlüsselposition deutlich, die eine artgerechte Jagdaus-

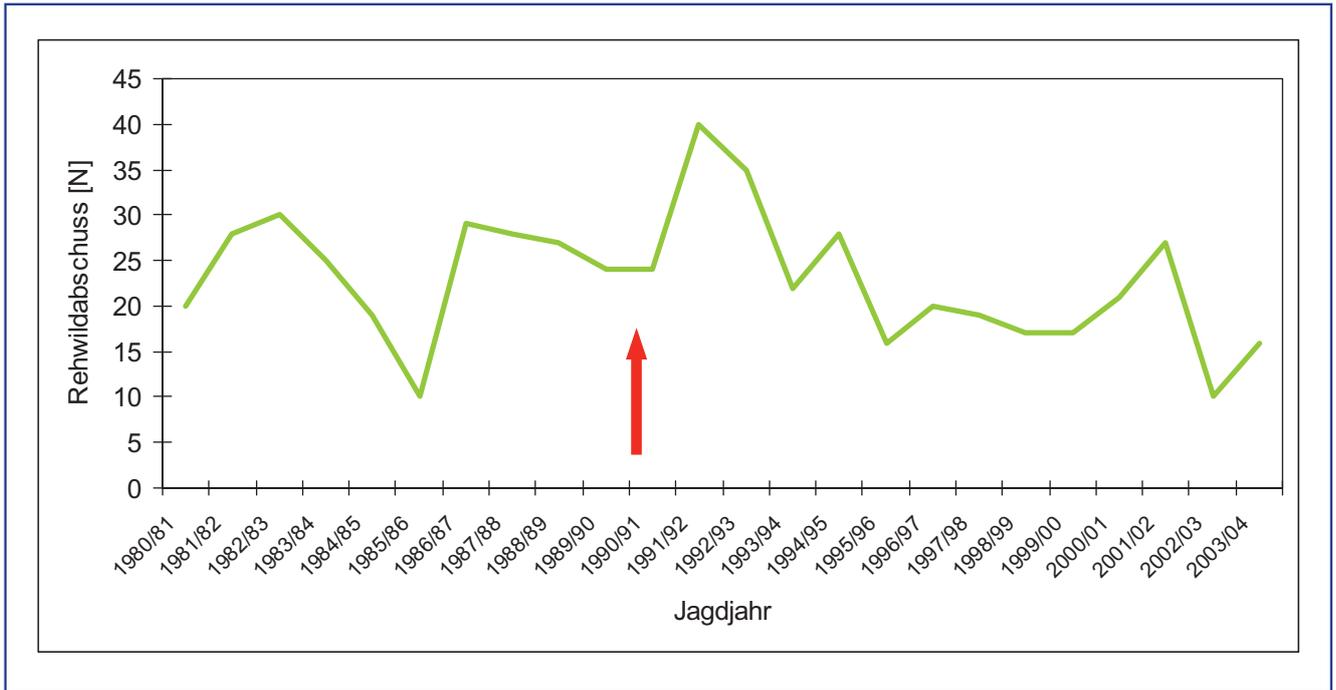
übung für die Beobachtbarkeit und Vertrautheit bzw. Scheu hat (vgl. Kap. 5.8).

4.2.3 Rehwild

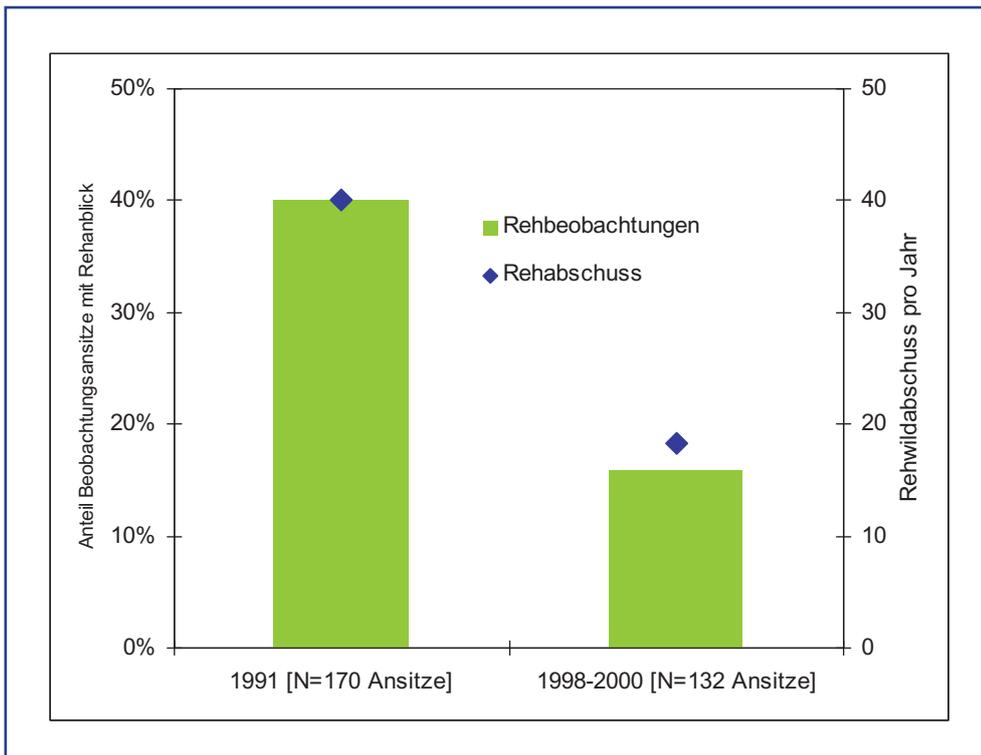
Wie keine andere Schalenwildart reagierte das Reh auf die veränderten Lebensraumbedingungen nach den Sturmwürfen im Winter 1990. Die aufgelichteten Waldflächen boten bereits im ersten Jahr nach den Sturmwürfen eine hochattraktive Äsung. Die Bejagung des Rehwildes konzentrierte sich nun auf diese neu entstandenen Waldblößen. Vor allem die jungen, nicht territorialen Böcke reagierten sofort auf den freigewordenen Raum: Im Jagdjahr 1991/92 verfünffachte sich der Abschuss einjähriger Böcke von bis dahin drei (Durchschnitt der vorangegangenen elf Jahre) auf 16. Bereits im Folgejahr fiel der Abschuss einjähriger Böcke auf sechs ab. Im Abschuss des weiblichen Wildes zeigten sich ab 1990 dagegen keine wesentlichen Veränderungen. Die jagdpolitische Entscheidung im Land Hessen, ab dem Jagdjahr 1996/97 keinen Abschussplan für Rehwild mehr aufzustellen, hatte keinerlei Konsequenzen auf die weitere Abschussentwicklung in Kranichstein. Die Jagd auf Rehe erfolgte in allen Jahren vom Ansitz aus. Nach Möglichkeit wurde immer die gesamte Mutterfamilie erlegt.



Ruhende Ricke.



Jagd Streckenentwicklung des Rehwildes im Wildschutzgebiet Kranichstein seit 1980 (Markierung Pfeil = Sturmwurf 1990).



Beobachtbarkeit des Rehwildes und Jagderfolg im Vergleich 1991 und 1998–2000.

Beobachtbarkeit und Bestandsentwicklung

Obige Abbildung zeigt eine deutliche Abnahme der Beobachtbarkeit im Vergleich der Jahre 1991 und 1998–2000. Wurden 1991 noch bei nahezu jedem zweiten

Rehe beobachtet, bedurfte es in den Jahren 1998–2000 mehr als fünf Ansätze für eine Rehbeobachtung. Im selben Zeitraum sank der Rehabschuss von 40 Rehen auf weniger als 20 Rehe. Beobachtbarkeit und Abschusshöhe stehen in Kranichstein in einem sehr engen Verhältnis.

Betrachtet man nun die Entwicklung der Schmalrehgewichte (Wildbretgewicht aufgebrochen) mit der Abschussentwicklung des Rehwildes, zeigt sich bei insgesamt abnehmender Streckenentwicklung ein Anstieg der Schmalrehgewichte von durchschnittlich 13,5 kg auf 16,0 kg in den Jagdjahren 2000/01–2003/04. Gleichzeitig nimmt die Beobachtbarkeit des Rehwildes

ab. Zwei Hypothesen vermögen diese Trendentwicklung zu erklären: Einerseits kann sich der Lebensraum in den letzten fünf Jahren zugunsten des Rehwildes verbessert haben, andererseits hat die Rehwildichte abgenommen



Mutterfamilie Rehwild: Ricke mit zwei Kitzen.

fe der Jahre vor allem der Abschuss mehrjähriger Böcke zurückging, während in jedem Jahr weiterhin drei bis vier mehrjährige Ricken erlegt wurden.

Bemerkenswert ist hier vor allem die Tatsache, dass trotz der für Rehe deutlich verbesserten Lebensraumbedingungen mittelfris-

und damit auch die Konkurrenz um die begrenzenden Ressourcen Territorium und Äsung. Für eine Analyse der Entwicklung der Kitzzahlen pro Ricke war die Datengrundlage der Beobachtungen insgesamt zu gering.

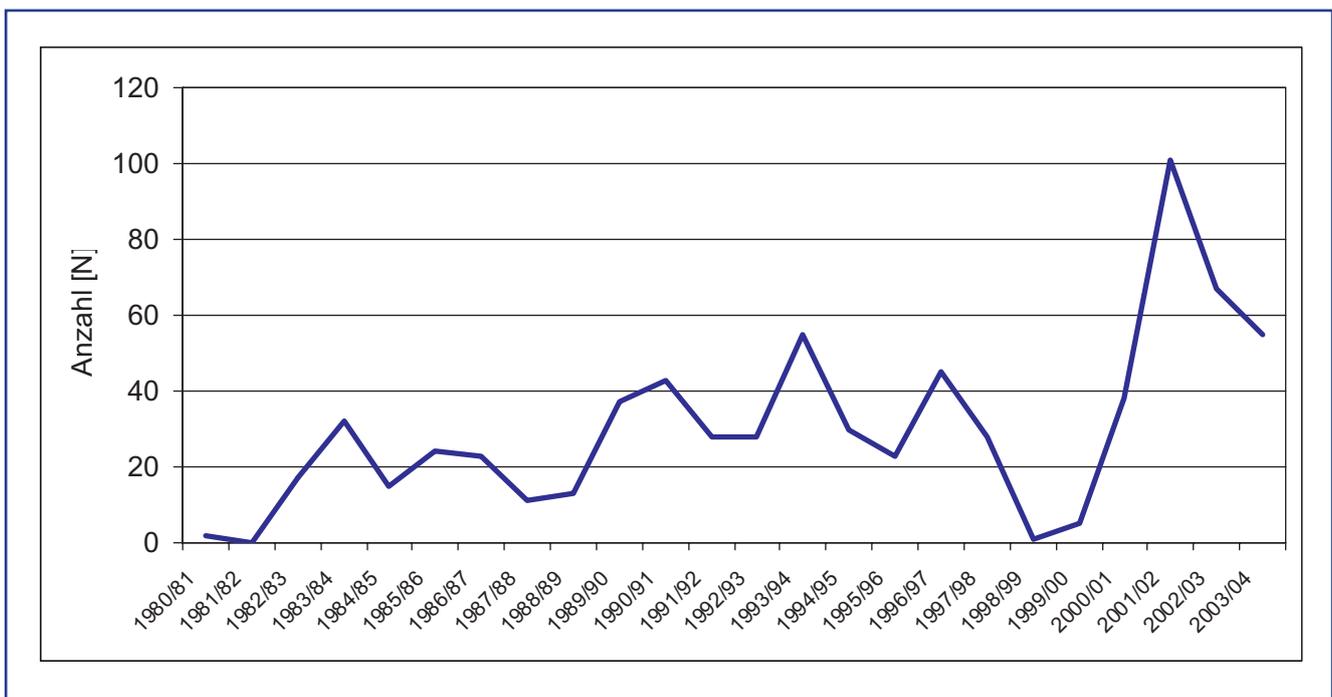
Die wegen des Außenzauns in sich geschlossene Population lohnt eine detaillierte Auswertung der Jagdstrecken. Dabei werden die Sturmwurfereignisse 1990 als entscheidende Marke für Veränderungen im Lebensraum betrachtet. In den elf Jahren vor dem Sturmwurf (1980/81–1990/91) wurden 264 Rehe erlegt (118 männliche und 146 weibliche Stücke). Der Abschuss an Kitzen und Einjährigen war in etwa gleich verteilt, der stärkste Eingriff erfolgte unter den mehrjährigen Böcken und Ricken.

In den elf Jahren nach dem Sturmwurf (1991/92–2001/02) wurden 262 Rehe erlegt, das Geschlechterverhältnis lag weiterhin zugunsten der Weibchen (123 männliche und 139 weiblichen Stücke). Die Anzahl der erlegten Kitze war in etwa gleich geblieben, der stärkste Eingriff erfolgte nun unter den Einjährigen. Dabei zeigte sich, dass im Lau-

strecke keine Steigerung der Jagdstrecke möglich war, obwohl der Schwerpunktabschuss in den attraktivsten Habitaten getätigt wurde. Lag der Abschuss in den ersten vier Jahren nach Sturmwurf noch bei 31,3 erlegten Rehen pro Jahr, fiel der Abschuss in den Folgejahren auf 19,6 Rehe pro Jahr zurück. Der Grund dafür war die sehr schnell höher aufwachsenden Vegetation auf den Blößen, die den Abschuss zunehmend erschwerte. Im Jahresmittel der vergangenen 22 Jahre wurden 4,3 Rehe auf 100 ha bejagbare Wald- und Wiesenfläche erlegt. In den vier Jahren nach Sturmwurf (1991/92–1994/95) war der Abschuss kurzzeitig auf 5,7 Rehe pro 100 ha angestiegen.

4.2.4 Schwarzwild

Der landesweite bzw. bundesweite Trend erheblich gestiegener Schwarzwildbestände spiegelt sich auch in den Jagdstrecken des Wildschutzgebietes wider. Seit den



Jagdstreckenentwicklung des Schwarzwildes im Wildschutzgebiet Kranichstein.

1980er-Jahren erfolgten besonders reproduktive Jahrgänge in immer kürzeren Abständen, wie die Jahresabschüsse zeigen. Der Abschuss im Wildschutzgebiet erreichte schließlich im Jagdjahr 2001/02 mit 101 erlegten Sauen seinen bisherigen Höhepunkt.

Die aufgrund des Außenzaunes weitgehend geschlossene Population lohnt auch hier eine detaillierte Auswertung der Jagdstrecken. Dabei werden wiederum die Sturmwurfereignisse 1990 als Marke für entscheidende Veränderungen im Lebensraum betrachtet. Vor allem auf den nicht geräumten kleineren Sturmwurfblößen waren plötzlich hervorragende Einstände (Deckung und Ruhe) entstanden. Die geräumten Sturmwurfblößen entwickelten sich innerhalb weniger Jahre durch schnell aufwachsende Brombeerdickichte ebenfalls zu geeigneten Einständen.

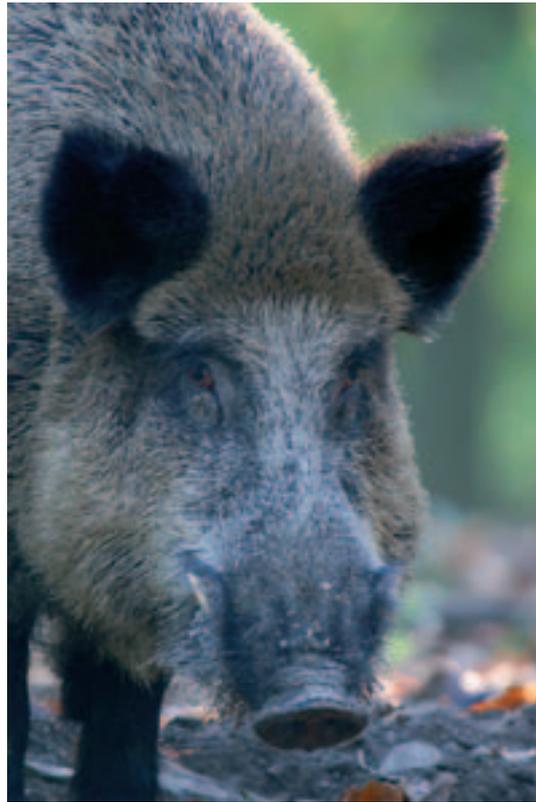
In den elf Jahren vor dem Sturmwurf (1980/81–1990/91) wurden 217 Sauen erlegt; 75,0% des Abschusses waren Frischlinge. Der Anteil an mehrjährigen Stücken lag bei insgesamt 7,8%, wobei doppelt so viele Bachen wie Keiler erlegt wurden. In der Verteilung der Geschlechter ist dabei jedoch zu berücksichtigen, dass trotz des Außenzaunes Abwanderungen gerade von einjährigen wie mehrjährigen Keilern immer wieder erfolgen.

In den elf Jahren nach dem Sturmwurf (1991/92–2001/02) wurden 382 Sauen erlegt; der Abschuss hat sich annähernd verdoppelt. 67,8% der Jagdstrecke waren Frischlinge. Der Anteil an mehrjährigen Stücken lag bei insgesamt 6,3%, wobei abermals doppelt so viele Bachen wie Keiler erlegt wurden. In den elf Jahren nach den Sturmwürfen haben sich vor allem die Überläuferabschüsse mehr als verdoppelt (Steigerung um 160% von 38 erlegten Überläufern auf 99 Überläufer), während sich die Frischlingsabschüsse um 60% steigerten (Steigerung von 162 erlegten Frischlingen auf 259 Frischlinge).

Bejagung des Schwarzwildes

Die Bejagung des Schwarzwildes stellt in Kranichstein an den Jäger besonders hohe Anforderungen. Zum einen muss die Jagd Verhalten und Raumnutzung der übrigen Schalenwildarten, hier vor allem Rotwild und Damwild, berücksichtigen. Im Vordergrund steht dabei die möglichst geringe Störwirkung auf die Hirscharten. Andererseits muss der enorm gestiegene Schwarzwildbestand reduziert werden. Erschwerend erweist sich die Nähe zur Stadt Darmstadt mit zahlreichen Waldbesuchern. Bewährt hat sich in Kranichstein eine Kombination aus Ansitzjagd und einer im Spätherbst durchgeführten Bewegungsjagd. Für die Bewegungsjagd werden ausschließlich für Schwarzwild geeignete niederläufige, laut jagende Hunde (Terrier, Teckel, Bracken, Wachtel) eingesetzt.

Die Jagd an der KIRRUNG führte in Kranichstein zu keiner Zeit zu großen Erfolgen, berücksichtigt man den



Brechender Keiler.

damit verbundenen Aufwand und die negativen Rückkopplungen. Deshalb wurde die Jagd an der KIRRUNG bis zum Jahr 1998 sehr zurückhaltend betrieben und schließlich im Jagdjahr 1998/99 gänzlich eingestellt. Die Erfahrungen zeigten, dass die Jagd an der KIRRUNG nur in Fehlmastjahren Erfolge brachte. Doch auch dann wurden nicht mehr als zwei KIRRUNGEN im gesamten Gebiet unterhalten (weniger als 1 KIRRUNG je 200 ha Wald!). Die KIRRUNGEN lagen ausschließlich innerhalb von Kulturzäunen, die den übrigen Schalenwildarten nicht zugänglich waren. Damit war eine gewisse räumliche Trennung, vor allem aber eine Unzugänglichkeit der Lockfuttermittel (in der Regel Mais) für alle anderen Schalenwildarten gewährleistet.

Das Jagdkonzept zeigt eindrucksvolle Erfolge: Schwarzwild ist in Kranichstein tagaktiv. Dadurch ist es möglich, Sauen sehr selektiv bei gutem Licht während der Nahrungssuche in den Altholzbeständen vom Ansitz aus – ohne zusätzliche Lockfuttermittel – zu erlegen. Gezielt wird dort gejagt, wo sich Schwarzwild aufgrund der natürlicherweise vorhandenen Nahrung bevorzugt aufhält: in Beständen mit Brombeerdickichten bei Brombeerreife, in Roteichenbeständen, sobald die ersten Eicheln fallen, in Buchen- und Eichenbeständen bei entsprechender Baumast und auf Wiesen im späten Frühjahr und frühen Sommer, wenn die Sauen gezielt junge Gräser und Kräuter aufnehmen oder im Boden brechen. Nach Möglichkeit



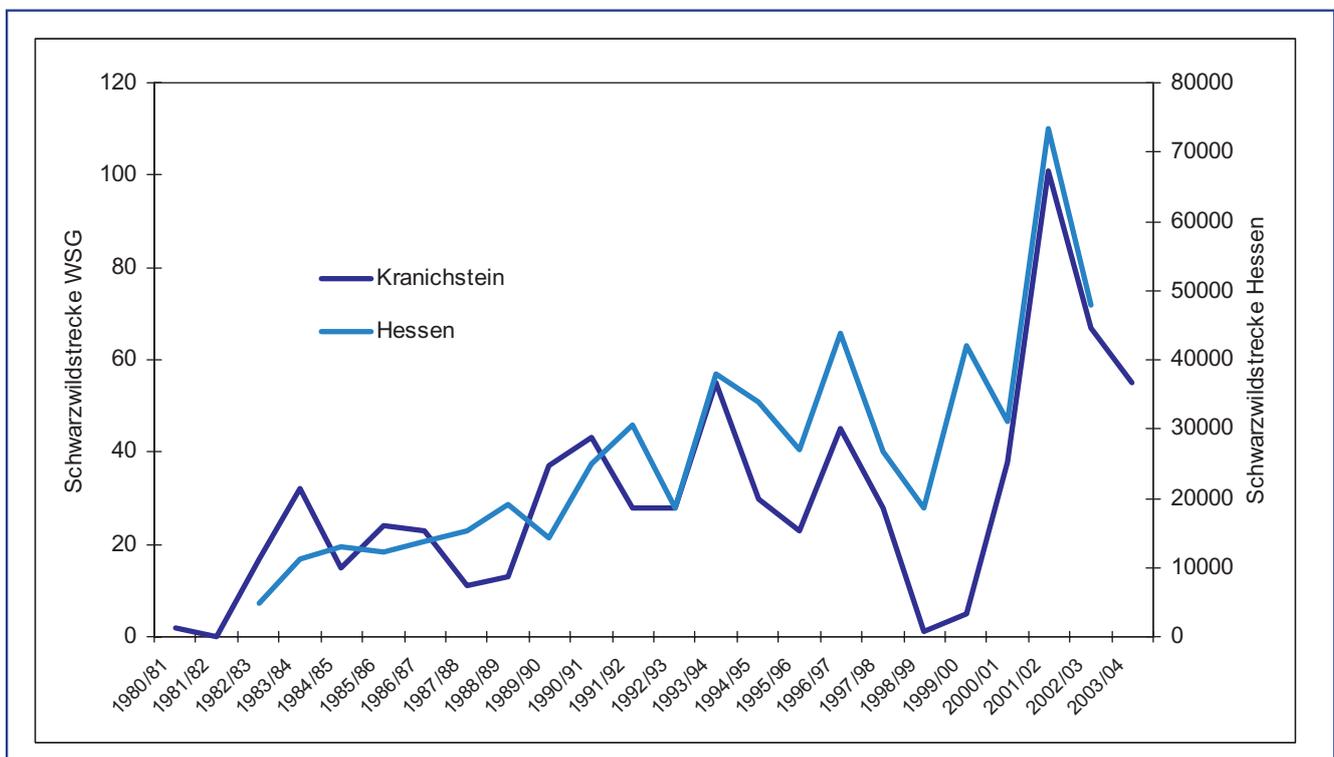
**Nur bei starkem
Wiesenumbruch wird nachts auf
den Wiesen gejagt.**

Nachtjagd in den Waldbeständen wird in Kranichstein vollständig verzichtet!

Mit den stark angewachsenen Schwarzwildbeständen Ende der 1990er-Jahre kam es zu erheblichen Umbruchereignissen auf den Waldwiesen. Dadurch drohte auf einigen Wiesen die weitere Wiesenmahd und -nutzung in Frage gestellt zu werden (bis heute ist die Wiesenpflege im Wildschutzgebiet gegen Pacht durch örtliche Pferdehalter gewährleistet; vgl. Kap. 5.5). In Phasen starker Umbruchereignisse werden daher seit dem Jagdjahr 2000/01 nachts gezielt Sauen beim Brechen auf den Wiesen erlegt. Gejagt wird nur bei ausreichendem Mondlicht

werden dabei Dubletten geschossen und so können jedes Jahr 30–60 % des Gesamtabschlusses während der Tageslichtphase erlegt werden. Weitere 30–40 % des Abschusses gelingen im Rahmen der einen Bewegungsjagd. Auf

und nur auf den Waldwiesen, die besonders stark durch Umbruch betroffen sind. Nach Möglichkeit werden Dubletten geschossen. Bereits im dritten Jahr, dem Jagdjahr 2003/04, stellte sich der erhoffte Effekt ein: Der Wiesen-



Jagdreckenentwicklung Schwarzwild im Wildschutzgebiet Kranichstein und in Hessen.



Säugende Bache.

umbruch und damit auch die Wiesenschäden nahmen deutlich ab. Vor allem aber meiden die Rotten nach ersten Abschüssen die Wiesen und verlagern die Nahrungssuche in den Wald.

Beobachtungen zur Populationsdynamik des Schwarzwildes

Die räumliche Geschlossenheit des Wildschutzgebietes sowie die Tagaktivität des Schwarzwildes und die damit gegebene Beobachtbarkeit, erlauben detaillierte Studien zu Rottenstruktur und Fortpflanzungsdynamik.

Nicht nur in Kranichstein, auch hessenweit sind die Schwarzwildbestände in den letzten 20 Jahren stark angewachsen: Wurden in den Jagdjahren 1980/81–1990/91 (elf Jahre) in Hessen im Jahresmittel 12.680 Sauen pro Jahr erlegt, stieg die Strecke in den Jahren 1991/92–2001/02 (elf

Jahre) auf 34.898 erlegte Sauen pro Jahr. Gängige Jagdpraxis der Schwarzwildbejagung ist eine mit Futtermitteln kombinierte Jagdstrategie: Der Nachtansitz an Kirrungen. Diese Jagdpraxis gilt neben zunehmend milder werdenden Wintern und häufigeren Mastjahren – unabhängig von den für Wildschweine meist positiven Veränderungen in der Landwirtschaft – als eine wesentliche Ursache der landesweit gestiegenen Schwarzwildbestände.

In Kranichstein wird weder gekirrt noch gefüttert. Ursache der auch hier merklich angewachsenen Wildschweinpopulation sind vor allem die im letzten Jahrzehnt ungewöhnlich häufigen Mastjahre der Eiche und der Rotbuche. Verstärkt durch milde Winter gehen Bachen, auch Frischlingsbachen, mit einer guten Kondition in den Winter. Verluste unter den Frischlingen werden dadurch deutlich geschmälert. Bis zum Herbst haben die Rotten in Kranichstein erfahrungsgemäß weniger als 20 % ihrer Frischlinge durch natürliche Abgänge verloren.

Geringere Winterverluste, eine gute Kondition, frühere Fruchtbarkeit und hohe Reproduktionsleistungen sind bundesweit die Ursachen der in den vergangenen Jahren erheblich gewachsenen Schwarzwildbestände. Und dennoch wird die Reproduktionsdynamik des Schwarzwildes häufig noch unterschätzt. Hinweise auf eine zweite Frischlingsgeneration trotz intakter, stabiler Sozialverbände mehren sich.

Das Wildschutzgebiet Kranichstein bietet hier vor dem Hintergrund der hessenweit erheblich gestiegenen Schwarzwildstrecken optimale Voraussetzungen und Grundlagen, die begonnenen Arbeiten fortzuführen und Dynamik und Wechselwirkungen der Wildbestände sowie Fertilität und Reproduktion durch Verhaltensbeobachtungen, Markierung und altersgenaue Jagdstreckenanalysen näher zu erforschen.

Zur Biologie der Fortpflanzung beim Schwarzwild

Der Beginn der Fortpflanzungs- oder Rauschzeit wird durch die Leitbache ausgelöst. Sie kommt als erstes Weibchen der Rotte in Paarungsstimmung. Mit Speichel und Sekreten aus der Voraugendrüse hinterlässt sie Duftmarken an Bäumen oder auffälligen Stellen im Gelände. Speichel, Drüsensekrete und auch ihr Urin enthalten Sexuallockstoffe, sogenannte Pheromone. Diese Sexuallockstoffe versetzen ihre Artgenossinnen in der Rotte gleichfalls in Paarungsstimmung. So sind alle fortpflanzungsfähigen weiblichen Rottenmitglieder ungefähr zum selben Zeitpunkt rauschig (Briedermann 1990; Happ 2002; Meynhardt 1989). Diese Fortpflanzungssynchronisation der Bachen hat einen großen Vorteil: Die Geburt der Frischlinge erfolgt beinahe zur selben Zeit. Die gleichaltrigen Frischlinge können so von den Bachen gemeinsam betreut werden und es kommt zu geringeren Jungtierverlusten. Höhepunkt der Rauschzeit sind die Monate November bis Januar. Nach einer Tragzeit von rund 115 Tagen werden in den Monaten Februar bis Mai die Frischlinge geboren. Bereits in den ersten Lebenstagen beginnen die Frischlinge eifrig im Boden zu wühlen; bis ins Alter von vier bis fünf Monaten bleibt die Muttermilch jedoch ihre Hauptnahrung (Briedermann 1990). Bei guter Kondition sind die Frischlinge mit acht bis zehn Monaten bereits selbst geschlechtsreif (Appelius 1995). Nicht wenige Frischlingsbachen werden in ihrem ersten Lebensjahr erfolgreich beschlagen und bringen im Mittel vier Junge zur Welt (Gethöffer 2005).

In den letzten Jahren wird in Kranichstein während des Sommers in der Zeit von Mitte Juli bis Mitte September eine zweite Frischlingsgeneration beobachtet. Erstmals wurden in Kranichstein im Sommer 1998 neugeborene Frischlinge im August beobachtet. Nachweislich handelt es sich bei den Sommergeburten in Kranichstein nicht um Bachen, die ihren ersten Wurf verloren haben, sondern ausschließlich um Bachen, die trotz Führung von Frischlingen wieder rauschig wurden.

Im Juli 2001 war in Kranichstein ein Rottenverband von zwei bis drei älteren Bachen und rund 15 Frischlingen bekannt. Die Frischlinge waren nahezu gleichaltrig und zeigten Körpergewichte von schätzungsweise 30 kg. Die vermutlich älteste der führenden Bachen war zu diesem Zeitpunkt hochträchtig. Anfang August frischte die Bache. In dieser Zeit wurde mehrfach eine Gruppe gleichaltriger Frischlinge ohne Muttertier beobachtet. Ende August führte die Bache beide Frischlingsgenerationen im Rottenverband.

Unter Jagdpraktikern gelten Altersstrukturen mit geringem Durchschnittsalter der mehrjährigen Weibchen in der Rotte, vor allem das Fehlen älterer Bachen mit Leitfunktion oder aber der Verlust des Muttertieres noch während der Führungsphase, als Ursache nicht synchronisierten Rauschens in Schwarzwildpopulationen.



Zahlreichen Nachwuchs hat diese Bache mit acht Frischlingen zu versorgen.

In Kranichstein ist trotz sozial stabiler Rottenverbände mit alten erfahrenen Bachen und ausreichend alten Keilern in der Population sowie einer Bejagungspraxis, die vorwiegend während der Tageslichtphase selektiv in die Rotten eingreift und dabei insbesondere Frischlinge und Überläufer erlegt, in den letzten Jahren mehrfach eine zweite Rauschphase älterer Bachen beobachtet worden. Eindeutiger Hinweis auf eine zweite Frischlingsgeneration war stets die Beobachtung führungsloser gleichaltriger Frischlinge im Sommer. Ein Verlust der Mutterbache war in allen Fällen nahezu auszuschließen. Nachdem die Frischlinge des Sommerwurfes gut genährt in den Winter gegangen waren, frischten mehrere der Mutterbachen im Frühjahr des Folgejahres erneut.

Frischlingswürfe im Sommer wurden im Wildschutzgebiet Kranichstein in den Jahren 1998 und 2001 beobachtet, blieben jedoch in den Jahren 2002, 2003 und 2004 aus.

Ob ein direkter Zusammenhang zwischen der Ergiebigkeit der Baummasten – in den Laubholzbeständen Kranichsteins gab es in den Jahren 1998–2003 jedes Jahr Halb- bis Vollmasten an Eichen und Buchen – und einer zweiten Frischlingsgeneration besteht, kann mit den vorliegenden Daten nicht beantwortet werden. Dazu wäre z.B. eine möglichst monatsgenau Alterserfassung erlegter Frischlinge und Überläufer notwendig.

Eine zweite Frischlingsgeneration führender Bachen wurde in den letzten Jahren nicht nur im Wildschutzgebiet Kranichstein, sondern auch in weiteren an Alteichenbeständen reichen Waldgebieten der Untermainebene, so in den Forstämtern Frankfurt (Scheel, mündl.), Mörfelden-Walldorf (Hammes, mündl.), Groß-Gerau (Baumgärtel, mündl.) und Langen (Kramm, mündl.) beobachtet. Auch im Kottenforst bei Bonn am Niederrhein wurden zweite Frischlingsgenerationen führender Bachen bekannt (Happ, mündl.).

Im Herbst 2004 war in Kranichstein ein Fehlmastjahr. Die Kondition der Bachen im Frühjahr 2005 war vermutlich gering, betrachtet man die Wildbretgewichte von im Sommer 2005 erlegten Überläufern (20–28 kg Wildbret-



Tracht einer im November erlegten Überläuferbache mit sechs 24 cm großen Föten. Die Frischlinge wären um Weihnachten geboren worden.

gewicht!) und zwei reifen Keilern, die jeweils aufgebrochen 48 kg wogen. Die Frischlingsgeburten im Frühjahr 2005 konzentrierten sich um die letzte Märzwoche und die ersten beiden Aprilwochen. Zahlreich konnten Frischlinge im April beobachtet werden. Ab Mai wurden schließlich keine Frischlinge mehr beobachtet. Der niederschlagsreiche und kühle Mai lässt nun für das Jahr 2005 eine hohe Frischlingssterblichkeit in Kranichstein vermuten. Die Auswertungen der Bewegungsjagd im November 2005 wird dazu Fakten liefern.

4.3 Wildeinfluss im Wald

4.3.1 Wildverbiss

Anzahl an Gehölzjungpflanzen in den Weiserflächen

Die Ergiebigkeit der Baumast, die Lichtdurchlässigkeit des Altbestandes, der Witterungsverlauf während der Vegetationsperiode und schließlich die Intensität des Wildverbisses beeinflussen die Dynamik der Gehölzverjüngung und ihrer Entwicklung.

In Kranichstein sind Rotbuche, Eiche (in den Weiserflächen fast durchweg Stieleiche*) und Hainbuche die vorherrschenden Baumarten in der Baumschicht und in der Gehölzverjüngung des Waldbestandes. Weitere Baum-

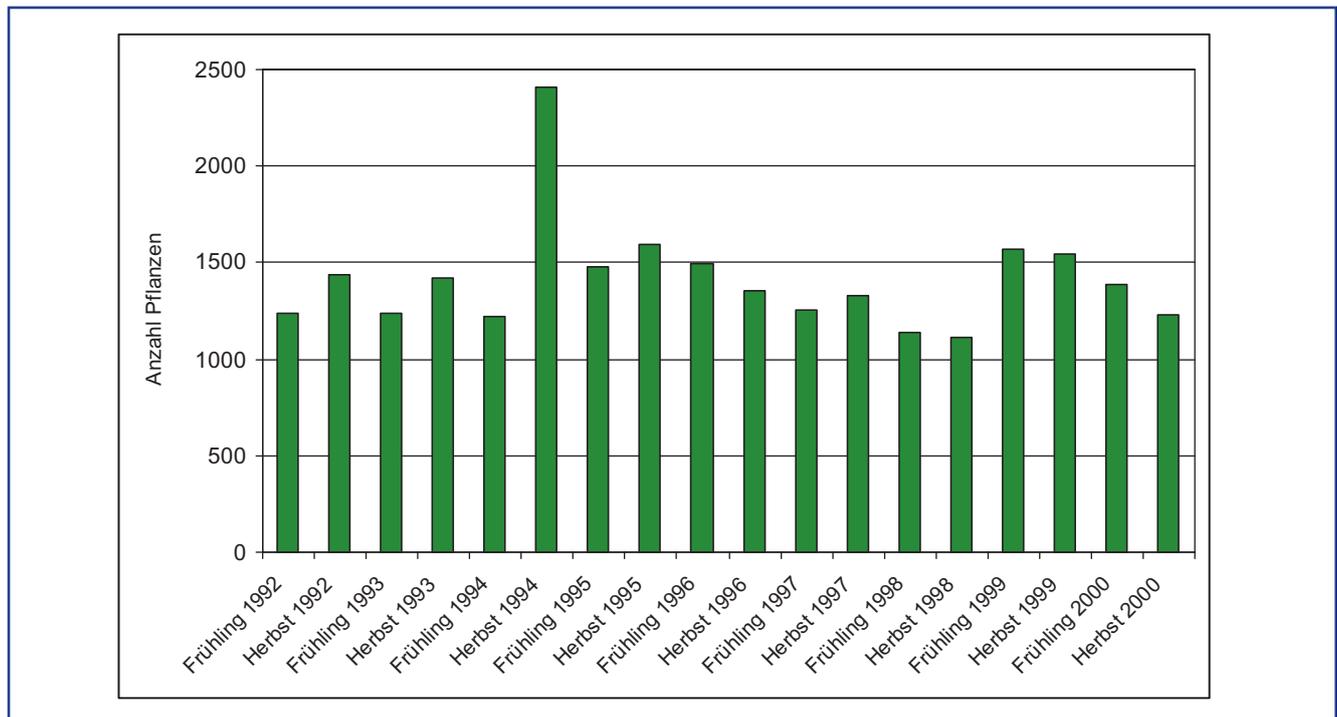
* Da bei den Jungpflanzen eine sichere Unterscheidung zwischen *Quercus robur* und *Quercus petraea* nicht immer zweifelsfrei möglich ist, wurde hier allgemein der Name *Quercus robur* verwendet; der Anteil von *Quercus petraea* dürfte im Bereich der Dauerbeobachtungsflächen gering sein. Nicht wenige Eichenexemplare zeigen aufgrund ihrer Morphologie Übergangsmerkmale zwischen den beiden Eichenarten, wobei die Merkmale des Stieleichentypus im Gebiet

arten sind – standörtlich bedingt – im Wildschutzgebiet und auch in den Waldweiserflächen nur sehr geringfügig beigemischt. Mit der Einrichtung der Waldweiserflächen im Jahr 1991 lag bis zum Jahr 2000 nun eine neunjährige Entwicklungsreihe vor, in der die Dynamik der Gehölzverjüngung beobachtet werden konnte.

Die Abbildung unten zeigt die dynamische Entwicklung der Junggehölzzahlen der Hauptbaumarten Rotbuche, Eiche und Hainbuche auf den nicht gezäunten Parzellen der neun Weiserflächen des Waldes in der Entwicklung von 1991 bis 2000.

Die Gesamtanzahl der Jungpflanzen (vorwiegend Keimlinge und bis dreijährige Gehölze) hatte sich im Spätsommer 1994 von ca. 1.300 Exemplaren (1992) auf fast das Doppelte (ca. 2.400 Exemplare) erhöht. Dies war insbesondere auf die zahlreichen Eichenkeimlinge nach Eichenmast (Weiserfläche 4: ca. 700 Exemplare) und die

häufiger sind bzw. stärker hervortreten. Möglicherweise handelt es sich dabei um Bastarde. Es ist jedoch auch denkbar, dass Stiel- und Traubeneiche generell besser als Unterarten bzw. Ökotypen anzusehen sind, die sich aufgrund bestimmter Umweltverhältnisse herausbilden (vgl. Roloff & Grundmann 2004).



Dynamischer Verlauf der Junggehölzzahlen von Eiche, Hainbuche und Buche einschließlich der Keimlinge in den Waldweiserflächen (nichtgezäunte Vergleichsflächen) von 1992–2000.



Zahlreiche Eichenjungpflanzen bedecken den Waldboden.

wieder ausgetriebenen, im Sommer 1993 scheinbar vertrockneten Eichenjungpflanzen (Weiserfläche 6: ca. 400

Exemplare) zurückzuführen. Die Gehölzzahlen von Rotbuche und Hainbuche blieben gegenüber der Eiche weitgehend konstant. In den Jahren 1995 und 1996 gingen die Jungpflanzenzahlen auf 1.400 bis 1.600 Exemplare zurück. Im Jahr 1997 wurden 1.300 Jungpflanzen gezählt und im Jahre 1998 noch etwa 1.100 Exemplare. Diese offensichtlichen Ausfälle in der Gehölzverjüngung waren in erster Linie auf die wiederholte spätsommerliche Trockenis zurückzuführen. Für das Jahr 1999 war infolge zahlreichen Aufkeimens von Rotbuche und Eiche wieder ein Anstieg auf über 1.500 Exemplare zu verzeichnen, wohingegen im Jahr 2000 die Anzahl der

Wildverbiss

Zum natürlichen Äsungsspektrum des Schalenwildes zählen neben Gräsern und Kräutern auch die Triebe, Blätter und Knospen zahlreicher Baumarten. Bevorzugt verbissen wird bei allen Baumarten während der Jugendphase der Terminaltrieb (Leittriebverbiss). Über Jahre anhaltender Leittriebverbiss an jungen Gehölzen verzögert deren Höhenwachstum, verändert die Schaftwüchsigkeit und führt bei selektivem Verbiss bestimmter Baumarten zum lokalen Ausfall dieser Arten bzw. zu einer Verschiebung der Dominanz hin zu weniger verbissattraktiven Baumarten wie Rotbuche und Fichte.

Bei einer Bewertung der Verjüngungssituation unter Wildeinfluss bzw. der Verschiebung zwischen Baumarten in ihrer Dominanz ist es wichtig, die Konkurrenzkraft der Arten und ihre Standorteignung zu berücksichtigen. Bereits Koss (1969) konnte zeigen, dass es bei einem Vergleich gezäunter und ungezäunter Flächen zu einem erheblichen Ausfall von Waldbäumen kam, und zwar innerhalb der Zaunflächen, in denen kein Wildverbiss stattfand. Hier waren die Baumarten der Konkurrenz der sehr vitalen Brombeere und Himbeere unterlegen, wurden überwachsen und verdrängt.

In der Forstwirtschaft wird Wildverbiss an Nutzbaumarten nur in einem gewissen Ausmaß toleriert. Überschreitet der Wildeinfluss eine forstwirtschaftlich definierte Grenze, werden Schutz- und Vorbeugungsmaßnahmen ergriffen. Möglichkeiten bieten hier höhere Abschussquoten, aber auch die Einzäunung oder der Einzelschutz verbissgefährdeter Gehölze mit einem chemischen Repellent.

Die Grundlage zur Beurteilung des Einflusses von Wildverbiss auf die forstwirtschaftlich relevanten Gehölzarten bilden die sogenannten forstlichen Gutachten, die in den meisten Bundesländern von den Forstverwaltungen selbst erstellt werden. Eine Übersicht über die in den Bundesländern angewandten forstlichen Gutachten gibt die Zusammenstellung von Petrak et al. (1998).

Wildbiologisch gewichtete Vegetationsstudien gehen über das Ziel einer forstwirtschaftlichen Nutzen-Schaden-Bestimmung hinaus. Sie untersuchen Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation mit Methoden, die sich eng an den Verfahren der Vegetationsaufnahme orientieren (vgl. Braun-Blanquet 1964; Dierschke 1994; Ellenberg 1995; Reimoser & Suchant 1992; Oberdorfer 1992). Aufgrund der detaillierten Flächenerfassung und der meist sehr großen Stichproben erlauben wissenschaftliche Untersuchungen weitreichendere Analysen als die vorwiegend unter ökonomischen Gesichtspunkten erstellten forstlichen Gutachten, die in der Regel aus Gründen der Praktikabilität mit Grobweisern zur „Gefahrenabwehr“ arbeiten.

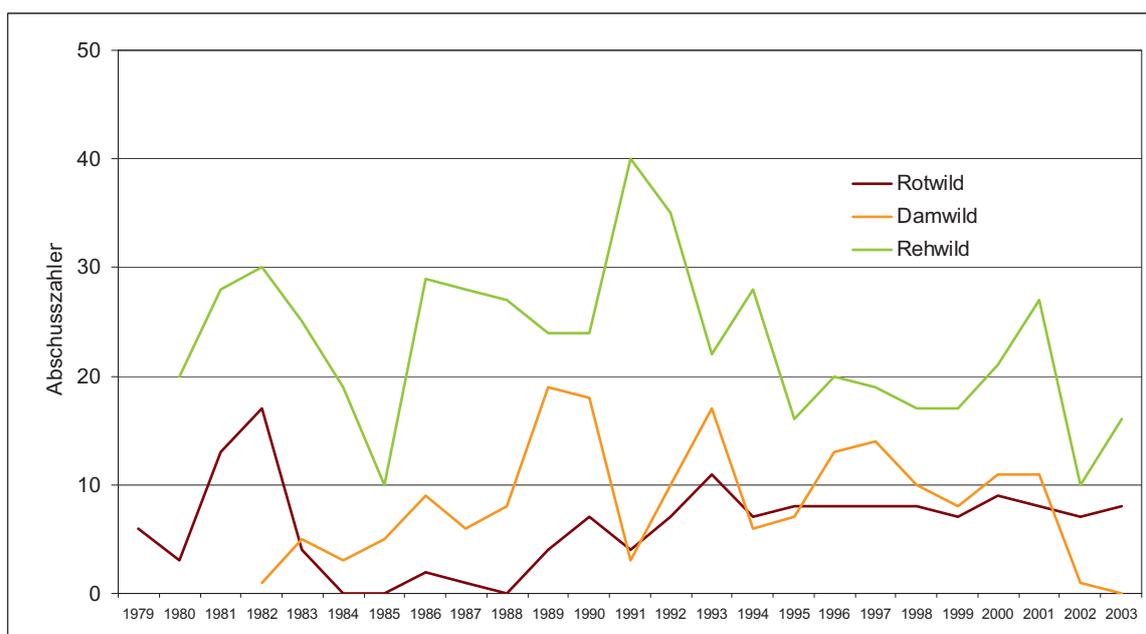
Verbiss durch Rothirsch, Damhirsch oder Reh?

Neben Rindenschältschäden ist es vor allem der Verbiss an Gehölzpflanzen, der im Mittelpunkt kontrovers geführter Wald-Wild-Diskussionen zum Schalenwildeinfluss steht. Kurioserweise wird dabei in Waldgebieten mit Rotwildverbreitung und mindestens einer weiteren vorkommenden Hirschart als eigentlicher Verursacher des Gehölzverbisses häufig der Rothirsch fokussiert, ohne jedoch fachlich fundierte Belege nennen zu können. Dabei ist eine artspezifische Zuordnung des Gehölzverbisses in Wuchshöhen bis 120 cm unmöglich. Auch im Wildschutzgebiet gelang es nicht, trotz der Abgeschlossenheit des Systems, umfassender Verhaltensbeobachtungen zur Raumnutzung und intensiver, regelmäßiger Erhebungen im Früh- und Spätsommer zum Verbiss an der Waldvegetation, den Verbiss oder zumindestens Verbisschwerpunkte nach Schalenwildarten zu trennen.

Auch erlaubten es die Verhaltensbeobachtungen nicht, exklusiv genutzte, artspezifische Aktionsräume herauszuarbeiten. Die Lebensräume der drei Hirscharten Rothirsch, Damhirsch und Reh greifen sehr stark ineinander und überlappen sich häufig. Sturmwurfflächen wurden im Wildschutzgebiet von Rothirschen, Damhirschen und Rehen gleichermaßen beäst wie die lichten Eichenmischwälder oder die edellaubholzreichen Feuchtwälder. Jährlich steigende oder fallende Verbissereignisse in den Walduntersuchungsflächen konnten sowohl durch kleinräumige Verschiebungen in der Raumnutzung einer Art als auch durch die sich aufsummierende Beäsung einer zweiten und dritten Hirschart verursacht sein.

Wie schwierig artbezogene Wechselwirkungen artspezifisch aufzuzeigen sind, zeigt sich selbst in Waldlebensräumen, die nur durch drei Schalenwildarten (Rotwild, Rehwild, Schwarzwild) beeinflusst sind (Simon 2003). Selbst bei einer relativ hohen Rotwildichte können Rehe aufgrund ihrer sehr selektiven Beäsung – gerade kleinräumig auf besonders äsungsattraktiven, wuchskräftigen Standorten – eine hohe Wirkung durch den selektiven Verbiss von Esche, Berghorn und Eiche entfalten (Simon 2003). Umso komplexer wird die Ursachenanalyse des Einflusses auf die Waldvegetation durch fünf oder gar sechs Schalenwildarten in großräumig geschlossenen Systemen (Simon et al. 1997) oder offenen Systemen (Simon & Petrak 1993).

Bereits in Waldgebieten, in denen nur zwei Hirscharten (in der Regel Rotwild und Rehwild) vorkommen, ist eine artbezogene Unterscheidung kaum möglich. Lediglich die Höhe des Leittriebverbisses im Sommer schließt das Rehwild ab Gehölz-Wuchshöhen von 140 cm aus (Simon et al. 2003). Dahingegen kann das Reh bei entsprechenden Schneehöhen im Winter auch Wuchshöhen bis 180 cm verbeißen. Selbst Hasenverbiss ist in solchen Höhenklassen nach hoher Schneelage in den Mittelgebirgen nachweisbar.



Vergleich der Abschussentwicklung von Rotwild, Damwild und Rehwild.

Jungpflanzen auf ca. 1.200–1.300 Exemplare, also auf das Ausgangsniveau von 1992, zurückging. Die Gesamtanzahl des Baumjungwuchses in den neun ungezäunten A-Parzellen schwankt demnach seit 1992 – abgesehen von der oben genannten Ausnahme 1994 – in recht engen Grenzen von ca. 1.100 bis 1.600 Exemplaren.

Der Anteil der Eichenjungpflanzen hat sich von 1992 bis 2000, gemessen an der Gesamtanzahl der Jungpflanzen der Hauptbaumarten, von ca. 50% auf ca. 20% stark vermindert, vor allem zwischen 1995 und 1997 war eine merkliche Abnahme zu verzeichnen. Seit 1997 blieb der Anteil der Eichenjungpflanzen weitgehend stabil. Der Anteil der Hainbuchenjungpflanzen hingegen ist von ca. 35% auf ca. 50–60% gestiegen (vor allem in den Jahren 1995 bis 1997), wobei auch bei der Hainbuche seit 1997 nur noch geringe Schwankungen auftraten. Der Mengenanteil der Rotbuche liegt über die Jahre nahezu unverändert bei etwa 20–25%. Eine Ausnahme stellt das Frühjahr 1999 dar, als die Buche nach zahlreichem Aufkeimen einen Anteil von 36% erreichte.

Im Spätsommer 1996 wurden drei Weiserflächen in ehemaligen Sturmwurfflächen von 1990/91 neu eingerichtet. Hier fand sich zum Zeitpunkt der Einrichtung 1996 deutlich weniger Baumjungwuchs. Dichte Aufforstungen hatte es nicht gegeben, die Flächen blieben weitgehend der Sukzession überlassen. Einzig in den Beständen der Parzellen 10 und 11 wurden Stieleichenheister in relativ weiten Pflanzabständen in Baggerpflanzung eingebracht. In den nichtgezäunten A-Parzellen 10 und 11 wurden

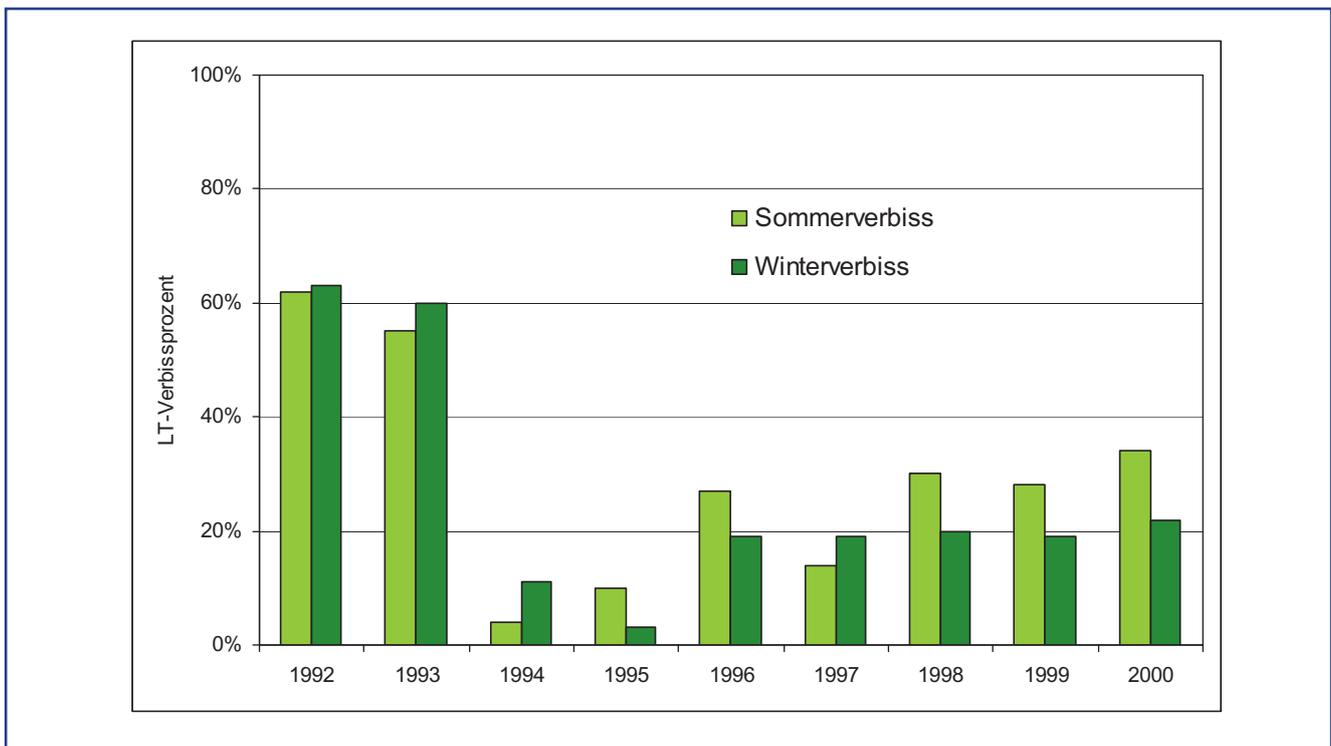
1996 jeweils rund 50 Exemplare der ca. 120–140 cm hohen Eichenheister gezählt. Daneben sind Hainbuche und Rotbuche sowie die Pionierbaumart Birke mit nennenswerten Anteilen aus Naturverjüngung erwachsen. In geringen Gehölzzahlen beigemischt sind die Pionierbaumarten Zitterpappel, Salweide, Vogelbeere und Waldkiefer sowie die Fichte. Vorübergehend fand sich auch die Schwarzerle auf staunassen Standorten ein.

Wildverbiss an den Hauptbaumarten zwischen 1992 und 2000

In den Jahren 1992 bis 2000 wurde über neun Jahre hinweg der Wildverbiss an den Gehölzen durch die Parameter Leittriebverbiss und Mengenverbiss im Frühsommer (Winterverbiss) und Spätsommer (Sommerverbiss) dokumentiert. Neun Waldweiserflächen (Weiserflächen 1–9) waren dazu 1991 in den vorherrschenden Waldgesellschaften eingerichtet worden (Karte 1 Kap. 3).

Noch 1992 und 1993 war ein erheblicher Wildverbiss festzustellen: Nahezu zwei Drittel des Gehölzjungwuchses auf den Waldweiserflächen war an den Leittrieben vom Schalenwild verbissen.

In den Jahren 1994 und 1995 ergaben sich gravierende Veränderungen: Der Leittriebverbiss hatte sich auf 3% bzw. 11% im Frühjahr und 4% bzw. 10% im Spätsommer reduziert.



Entwicklung des Leittriebverbisses an den Hauptbaumarten (Rotbuche, Hainbuche und Eiche) in den Jahren 1992–2000. Winterverbiss und Sommerverbiss sind getrennt dargestellt.



Erheblicher Wildverbiss an der von Hainbuchen dominierten Strauchschicht in einem Eichenmischwald im Umfeld der Weiserfläche 6.

1996 stieg der Leittriebverbiss allmählich wieder an und schwankte in den Folgejahren von 1996 bis 2000 um $\pm 20\%$ Winterverbiss (Frühsommer-Aufnahme) und $\pm 27\%$ Sommerverbiss (Spätsommer-Aufnahme).

Besonders auffällig verlief der Rückgang des Leittriebverbisses bei der Rotbuche: Lag der Winterverbiss 1992–1994 noch bei durchschnittlich 33%, hatte sich bereits der Leittriebverbiss im Sommer von 42% im August 1992 auf 25% im August 1993 und 17% im August 1994 reduziert. Schließlich fiel auch der Leittriebverbiss im Winter 1994/95 auf 2%. Winter- wie Sommerverbiss bewegten sich in den 6 Folgejahren auf dem sehr niedrigen Niveau von 1% bis 7%.

Die Hainbuche ist in Kranichstein – betrachtet man die Weiserflächen – die am stärksten verbissene Baumart. Der Leittriebverbiss hatte im Winter 1992/93 ein Maximum von 86% erreicht, und auch der Sommerverbiss lag in den Jahren 1992 und 1993 bei durchschnittlich 86%. Bereits im Winter 1993/94 verzeichnete die Hainbuche nun einen erheblichen Rückgang im Leittriebverbiss auf 18%. Der Sommerverbiss reduzierte sich auf 16%.

Während sich der Winter-

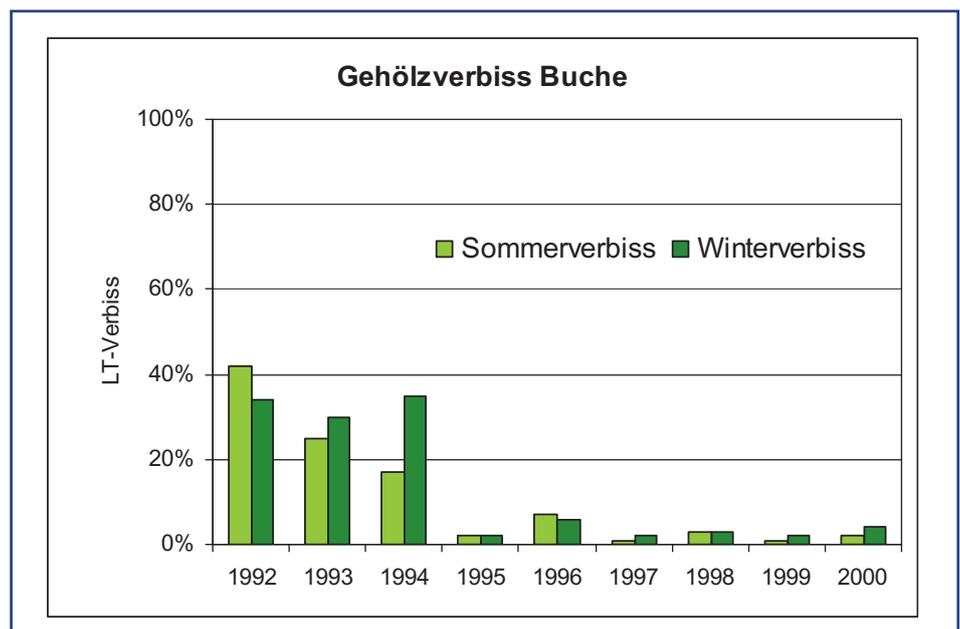
Entwicklung des Leittriebverbisses an den Hauptbaumarten Rotbuche (diese Seite), Hainbuche und Eiche (folgende Seite) im Wald in den Jahren 1992–2000. Winterverbiss und Sommerverbiss sind getrennt dargestellt.

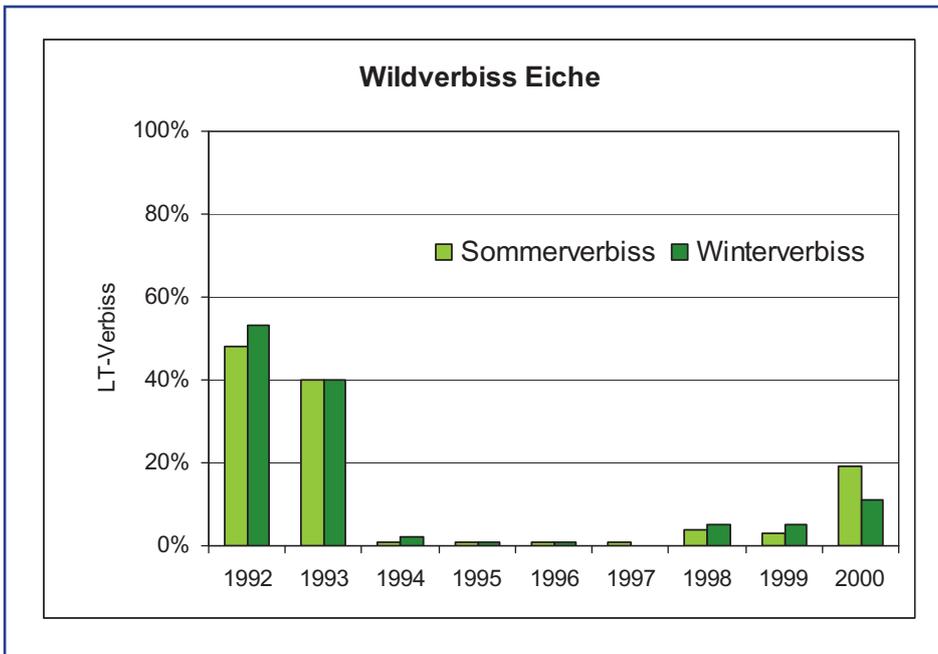
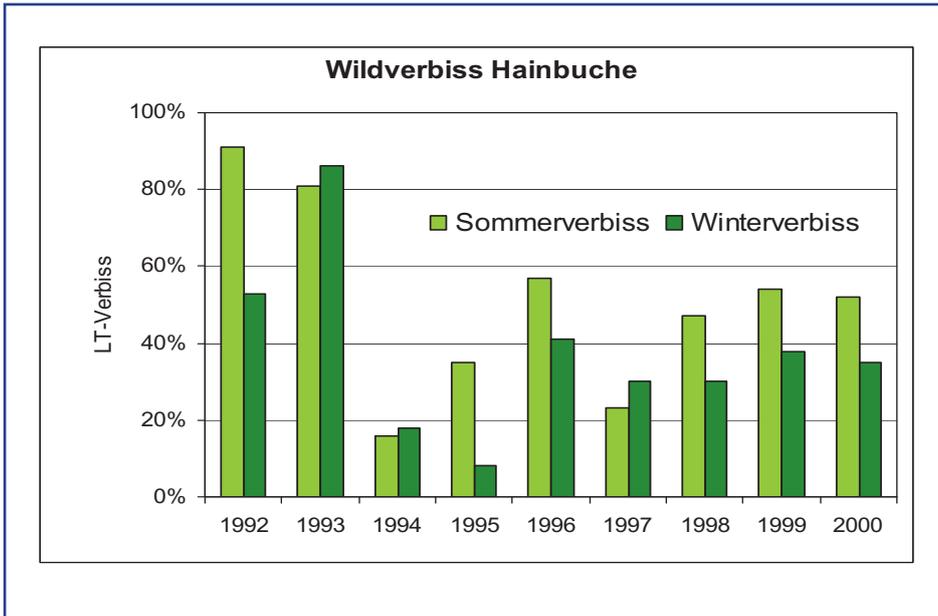
verbiss im Folgewinter 1994/95 auf nunmehr 8% reduzierte, stieg der Sommerverbiss 1995 bereits wieder auf 35% an. Die Phase verminderter Verbissintensitäten zeigte ihren Schwerpunkt 1994 und hatte ungefähr 18 Monate andauert. Schließlich erhöhte sich im Winter 1995/96 auch wieder der Winterverbiss auf 41% und pendelte in den fünf Folgejahren um mittlere 35%. Ähnlich verhielt es sich mit dem Sommerverbiss, der in den Jahren 1996–2000 um mittlere 47% oszillierte.

Auch die junge Eiche unterlag in den Jahren 1992 und 1993 hohen Verbissintensitäten. Der Winterverbiss erreichte durchschnittlich 47%, der Sommerverbiss 44%. Und auch hier fiel der Leittriebverbiss im Winter 1993/94 auf äußerst geringe 2% ab. Der Sommerverbiss 1994 lag bei weniger als 1% und verharrte auf dem verschwindend geringen Niveau von durchschnittlich 2% in den fünf Folgejahren 1995 bis 1999. Im Winter 1999/2000 stieg der Leittriebverbiss schließlich auf 11% leicht an und auch der Sommerverbiss hatte sich auf 19% erhöht.

Während im Wald der Gehölzverbiss ab dem Jahr 1994 deutlich abfiel, war gleichzeitig auf den im Winter 1990 nach Sturmwurf entstandenen Waldblößen ein erheblicher Wildverbiss zu beobachten. 1996 wurden zu dieser Dokumentation drei Weiserflächen (Weiserflächen 10–12) auf den nunmehr fünf Jahre alten Sturmwurfblößen eingerichtet (vgl. Karte 1 Kap. 3).

Hier zeigte sich in der Entwicklung der folgenden fünf Jahre bis zum Jahr 2000 ein anhaltend hoher Gehölzverbiss von durchschnittlich 42% sowohl im Sommer wie im Winter. Besonders stark wurde die mit Heisterhöhen von 100 bis 140 cm gepflanzte Eiche verbissen. Im Sommer 1996 betrug der Leittriebverbiss der Eiche 95%! In den Folgejahren 1997–1999 lag der Eichen-Sommerverbiss bei 45%, der Winterverbiss erreichte 55%. Im Winter 1999/2000 erreichte der





Winterverbiss schließlich erhebliche 89%, der Sommerverbiss steigerte sich auf 94%.

Vergleichbar intensiv wurde die Hainbuche verbissen. In den Jahren 1997–2000 erreichte der Winterverbiss durchschnittlich 60% und der Sommersverbiss durchschnittlich 65%.

Auch die Rotbuche wurde in den ersten Jahren nach Sturmwurf auf den Freiflächen stark verbissen und zeigte noch im Winter 1996/97 einen Leittriebverbiss von 43%. Bereits im Winter 1998/99 sank der Verbiss auf 4% und verblieb auch im Folgewinter 1999/00 unter 10%. Weniger der Winterverbiss als stärker der Sommersverbiss mit durchschnittlich 16% Leittriebverbiss beeinflusste schließlich in den Jahren 1998 bis 2000 das Höhenwachs-

tum der Buche, ohne jedoch das Aufwachsen in Höhen von 280 cm (Weiserfläche 10) bzw. 390 cm (Weiserfläche 11) zu verhindern (Datenabschluss: Oktober 2000).

Auch die verbissattraktiven Weichhölzer wurden auf den Sturmwurfflächen erheblich verbissen. Jedoch war mit mittleren Gehölzzahlen von drei Birken, einer Salweide und einer Zitterpappel je 100 m² das Aufkommen zu gering, um tatsächlich vom Verbiss der Hauptbaumarten abzulenken. Der Leittriebverbiss der relativ zahlreich vertretenen Birke erreichte durchschnittlich 36% im Sommer und mittlere 34% im Winter. Stark verbissen wurden auch die wenigen Exemplare von Zitterpappel und Salweide.

Betrachtet man den Verbissgrad der Baumarten in Abhängigkeit von ihrer Wuchshöhe, so zeigt sich, dass Schalenwild bei Hainbuche, Eiche wie Rotbuche bevorzugt die Wuchshöhen von 30 bis 70 cm verbeißt. Demgegenüber kann das Gehölzwachstum der Pflanzenhöhen bis 30 cm in sehr unterschiedlichem Ausmaß auch durch Mäuse- und Hasenverbiss beeinflusst werden. Besonders hohe Verbissintensitäten waren in der Parzelle 3 A (Sommersverbiss 1996) und in der Parzelle 4 A

(Winterverbiss 1996 und Winterverbiss 1997) zu beobachten. Der Hasen- und Mäuseverbiss ließ jedoch ab 1998 nach, sodass in den Jahren 1998 bis 2000, abgesehen von Parzelle 3 A (Winterverbiss), kein nennenswert hoher Hasen- oder Mäuseverbiss mehr zu verzeichnen war.

Äsungsbeliebtheit der Baumarten

Die Wälder Kranichsteins zeichnen sich durch ein hohes Maß an Naturnähe, Struktureichtum und Standortvielfalt aus, was sich in der Ausprägung von sieben Waldgesellschaften auf engstem Raum manifestiert. Neun Waldweiserflächen und sieben Gehölztransekte zum Wildverbiss

(vgl. Kap. 3.1 und 3.2) repräsentieren die verschiedenen Waldgesellschaften in ihrer räumlichen Verteilung und Ausprägung unter Wildeinfluss im Wildschutzgebiet.

Gehölz- und Verbissaufnahmen auf den Waldweiserflächen und den Gehölztransekten ergeben einen zusammenfassenden Überblick über die Verjüngungsfreudigkeit der verschiedenen Baumarten, ihre standortbedingte Häufigkeit und Verbissintensität. Daraus abgeleitet zeigt sich die Äsungsb Liebtheit der Junggehölze (vgl. Tab. 20). Eine Einschränkung erfährt die Auswertung insofern, als verschiedene Baumarten standortbedingt nur kleinflächig

auftreten und dadurch in den Aufnahmen nur mit geringen Gehölzzahlen vertreten sind.

Die Flatterulme ist mit 61 % Leittriebverbiss (bei immerhin 54 Exemplaren auf den Transekten) die am häufigsten verbissene und gleichermaßen beliebteste Äsungspflanze unter den Baumarten. Es folgt die Schwarzerle mit 57 % Leittriebverbiss (bei allerdings nur 21 Exemplaren auf den Transekten). Der Leittriebverbiss der Hainbuche umfasst 42 % (43 % in den Weiserflächen und 39 % in den Transekten bei jeweils sehr zahlreichen Exemplaren). Esche, Winterlinde, Eiche und Bergahorn

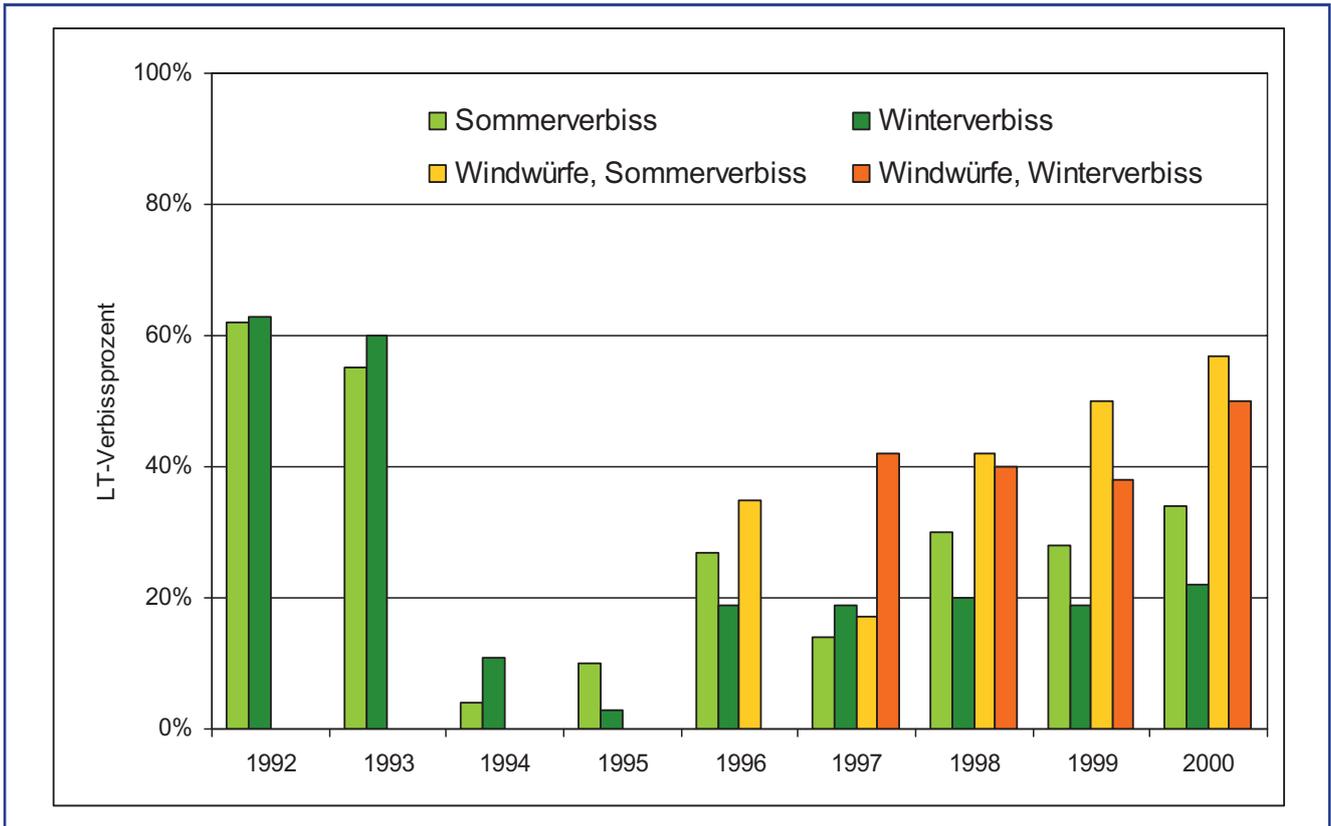
zeigen mit 15 %, 11 %, 6 % und 3 % deutlich geringere Verbissgrade. Die nachrangige Beliebtheit der Rotbuche zeigt sich sehr deutlich durch den äußerst geringen Leittriebverbiss von nur 2 % bei sehr hohen Zahlen an Rotbuchenjungpflanzen.

Betrachtet man den Leittriebverbiss getrennt nach den Wuchshöhengruppen 10–40 cm und 50–180 cm auf der Grundlage der Ergebnisse der Gehölztransekte, so wird die Selektivität im Verbiss besonders deutlich:

Der Leittriebverbiss liegt bei den höherwüchsigen Exemplaren (50–180 cm) deutlich höher als der durchschnittliche Leittriebverbiss aller Exemplare (10–180 cm), mit Spitzenwerten von 100 % beim Bergahorn jedoch nur 2 Exemplare) und von 70 % bei Flatterulme und Hainbuche. Bei der Schwarzerle werden immerhin 64 % und bei der Esche nunmehr hohe 48 % Leittriebverbiss erreicht. Auch Winterlinde (25 %) und Rotbuche (11 %) zeigen in Wuchshöhen ab 50 cm eine größere Beliebtheit beim Schalenwild. Insbesondere bei Esche und Bergahorn, die sich vornehmlich auf den Auenstandorten verjüngen, werden Jungpflanzen meist erst ab 30 cm Wuchshöhe verbissen, während die besonders zahlreichen 10–20 cm großen Keimlinge und Jungpflanzen nur selten aufgenommen werden (Tab. 21).



Erheblicher Wildverbiss in den Sukzessionsstadien der Sturmwurfflächen von 1990. Aspekte aus der Umgebung der Sturmwurfweiserflächen 12 und 11.



Entwicklung des Leittriebverbisses an den Hauptbaumarten (Rotbuche, Hainbuche und Eiche) in den Jahren 1992–2000. Ab 1996 erfolgt auch in den Sturmwurfflächen Verbissaufnahmen.

Die von der Wuchshöhe abhängige Intensität im Gehölzverbiss gilt in der Tendenz auch für die anderen Baumarten, auffällig vor allem bei Hainbuche und Eiche.

Für die Eiche bemerkenswert ist entlang der Gehölztransekte ein geringerer Verbiss zu verzeichnen als in den Waldweiserflächen.



Die stark verbissenen Brombeerherden spiegeln die Verbissintensität auf den Sturmwurfflächen wider. Im Bild die Vergleich-Parzelle der Weisefläche 12.

Wildverbiss und weitere Wirkfaktoren auf die Eichenverjüngung

Die Eiche ist in den Waldgesellschaften Kranichsteins nicht die beliebteste Baumart, und doch ist der Einfluss des Wildverbisses erheblich. Dabei wird der Wildverbiss an der jungen Eiche, wie bei keiner anderen Baumart, von weiteren Hemmfaktoren überlagert. So zeigt der Raupenfraß gleich mehrerer Schmetterlingsarten auf die Leittriebentwicklung junger Eichen jaarweise einen erheblichen Einfluss. Neben dem Eichenwickler traten Großer und Kleiner Frostspanner, Schwammspinner und Eichen-

Tabelle 19: Vorherrschende Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet Kranichstein und ihre Repräsentanz durch Weiserflächen und Gehölztransekte

Waldgesellschaft	Erhebungsflächen zum Wildverbiss in den Waldgesellschaften
Hainsimsen-Buchenwald	3
Waldmeister-Buchenwald	1
Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	4
Bodensaurer Eichenmischwald	1
Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald	3
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	3
Hainmieren-Bacherlenwald	1

Tabelle 20: Gehölzzahlen und Leittriebverbiss auf den Weiserflächen und Transekten. Summe der Gehölzaufnahmen 1999 und 2000, alle Wuchshöhen

Baumart	Anzahl Gehölze Transekte und Weiserflächen	Leittriebverbiss [N]	Leittriebverbiss [%]
Flatterulme	54	33	61 %
Schwarzerle	21	12	57 %
Hainbuche	3491	1475	42 %
Esche	387	58	15 %
Winterlinde	81	9	11 %
Stieleiche	1648	95	6 %
Bergahorn	128	4	3 %
Rotbuche	1631	28	2 %

Tabelle 21: Gehölzzahlen und Leittriebverbiss auf den Transekten. Summe der Gehölzaufnahmen 1999 und 2000

Baumart	Wuchshöhen 10–40 cm		Wuchshöhen 41–180 cm	
	Anzahl	Leittriebverbiss in [%] / [N]	Anzahl	Leittriebverbiss in [%] / [N]
Flatterulme	11	27 % (3)	43	70 % (30)
Schwarzerle	10	50 % (5)	11	64 % (7)
Hainbuche	351	20 % (70)	208	70 % (146)
Esche	345	11 % (38)	42	48 % (20)
Winterlinde	65	8 % (5)	16	25 % (4)
Stieleiche	399	1 % (4)	17	0 % (0)
Bergahorn	126	2 % (2)	2	100 % (2)
Rotbuche	39	3 % (1)	28	11 % (3)

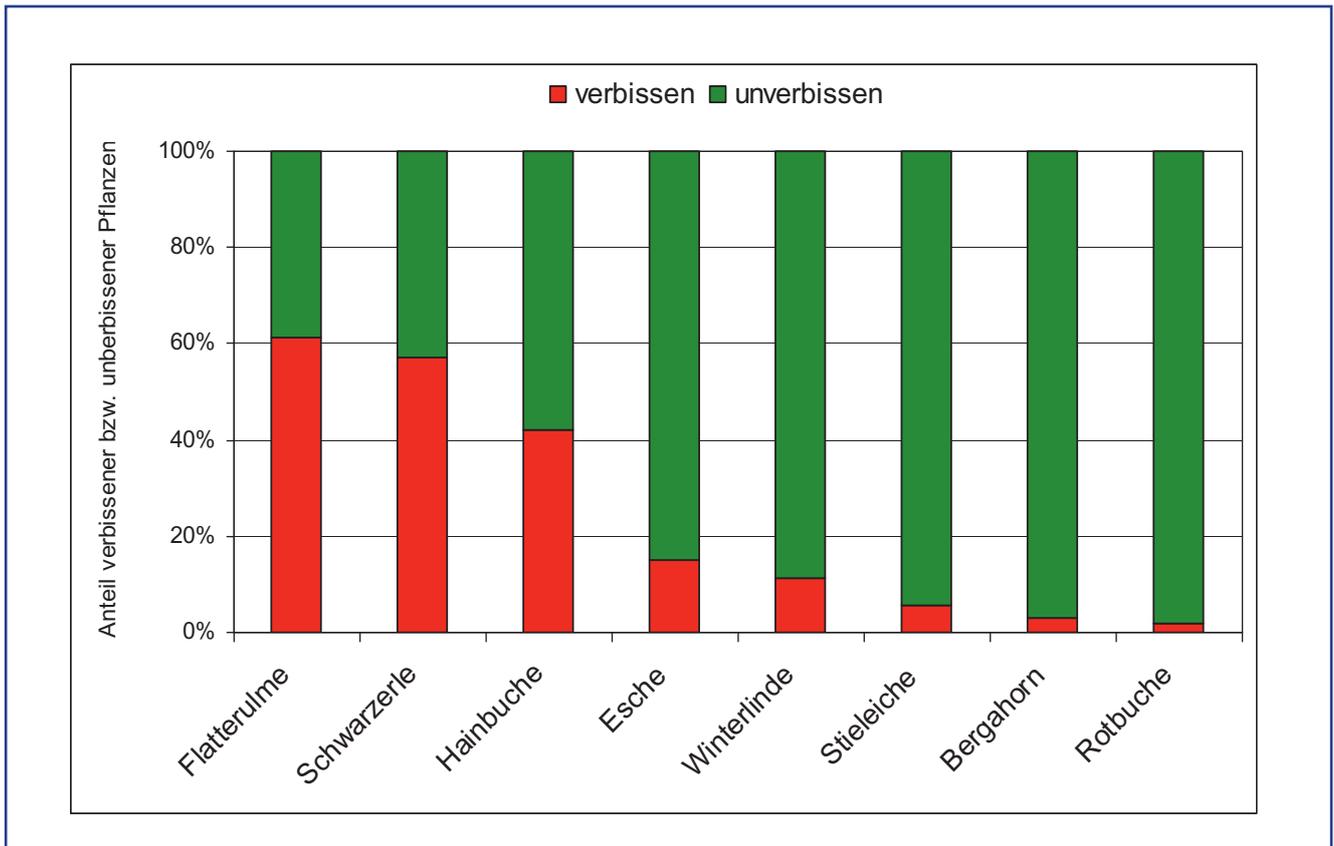
prozessionsspinner in größeren Kalamitäten im Zeitraum 1992–2000 auf. Vor allem in den Jahren 1998, 1999 und 2000 war Raupenfraß in erheblichem Maße an der Eiche zu beobachten. Der Raupenfraß beeinträchtigte nicht nur die Eiche in der Baumschicht, sondern auch die jungen Gehölze in der Kraut- und Strauchschicht.

Durch bereits von Raupen gefressene Blätter der Terminaltriebe oder Raupengespinste um die Terminaltriebe war die Verbissattraktivität junger Eichen für das Schalenwild erheblich geschmälert. Zu beobachten war dann, dass Rothirsche ebenso wie Damhirsche und Rehe nicht den Terminaltrieb abbissen, sondern lediglich die Blätter des Endtriebes abzupften, sofern nicht alle Blätter bereits von Raupen gefressen waren.

Darüber hinaus litten junge Eichenpflanzen regelmäßig und viel stärker als alle anderen Baumarten an Mehltaubefall. Mehltaubefallene Eichen zeigten meist nur geringe Wuchsleistungen in dem Befallsjahr, gleichzeitig war aber auch die Attraktivität gegenüber Beäsung aufgrund des Pilzbefalls stark vermindert.



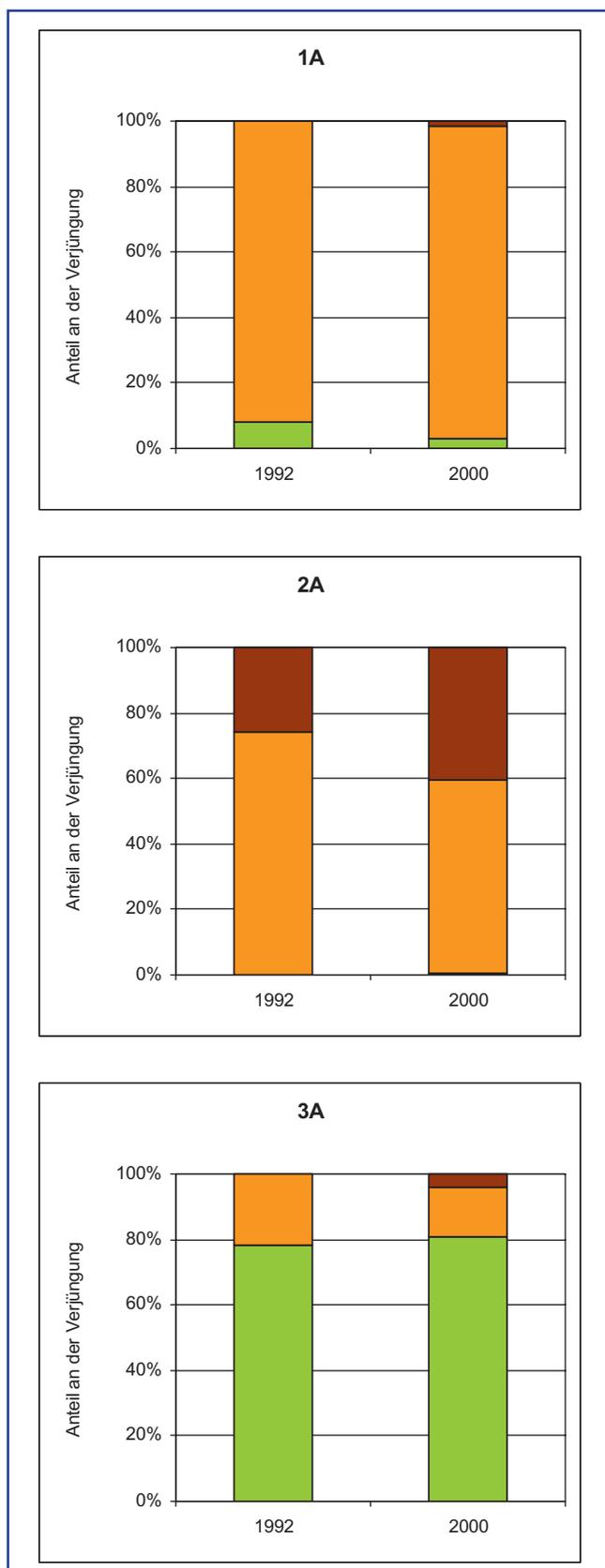
Neben der Eiche wurde in einigen Jahren auch die Rotbuche (Foto) und Hainbuche in der Strauchschicht stärker von Raupen befallen.



Äsungsbeliebtheit der Gehölze, bemessen an der Intensität im Leittriebverbiss.



Vertrocknete Terminaltriebe junger Eichenpflanzen.



Anteil junger Eichenpflanzen (grün) in Relation zu Hainbuchen (orange) und Rotbuchenjungpflanzen (braun) auf den ungezäunten Flächen der Waldweiserflächen 1, 2 und 3. Die Rotbuche hat im Verlauf der achtjährigen Entwicklung in allen drei Flächen höhere Anteile erreicht.

Trockenstress während trockenwarmer Witterungsperioden im Sommer schmälerte die Vitalität der Eichenjungpflanzen zusätzlich. Entweder starben die jungen, bis 50 cm hohen Eichen infolge Trocknis ab oder aber zumindest der Terminaltrieb trocknete stark zurück. Bei günstiger Witterung vermochten die geschwächten Jungpflanzen jedoch durchaus im kommenden Frühjahr wieder auszu-treiben.

Vitalität der Eichenverjüngung

Die Eiche ist in nahezu allen Waldbeständen wenn nicht dominant, dann zumindest beigemischt. Entsprechend finden sich Eichenjungpflanzen in vielen Waldbeständen in der Krautschicht. Konkurrenzkräftig und damit überlebensfähig ist die Eiche jedoch vor allem auf den Standorten des Honiggras-Eichenmischwaldes (Weiserfläche 6) und des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes (Weiserfläche 3). Besonders verjüngungsfreudig zeigte sich die Eiche in den lichten Partien des Honiggras-Eichenmischwaldes. Weiserfläche 6 repräsentiert diese Waldgesellschaft. Um für die Bewertung der Verjüngungssituation der Eiche eine erweiterte Datengrundlage zu erhalten, wurden kleinstandörtliche Erfassungen des Eichenjungwuchses und -verbisses an naturverjüngten jungen Eichenpflanzen in drei Probekreisen (1–3) in Lichtschächten und auf kleinen Blößen des bodensauren Honiggras-Eichenmischwald im Umfeld der Weiserfläche 6 durchgeführt.

Probekreis 1: Der Kreisradius umfasst 4 m, die Fläche 50 m². Die Bodenvegetation wird durch Pfeifengrashorste beherrscht. Neben jungen Eichenpflanzen gab es innerhalb des Probekreises keine weitere Gehölzverjüngung. Die Verjüngungszahl lag bei 76 Eichen pro 50 m² (ohne Keim-

Tabelle 22: Leittriebverbiss junger Eichen innerhalb des Probekreises 1. Der Kreisradius beträgt 4 m. Das Kronendach der Alteichen weist eine Lichtdurchlässigkeit von 70–80 % auf (Deckungsgrad der Baumschicht 20–30 %).

Pflanzenhöhe	N	Unverbissene Eichen	Leittriebverbiss
Keimlinge	(6)	(6)	0 %
< 21 cm	5	5	0 %
21–30 cm	18	17	6 %
31–40 cm	26	19	27 %
41–50 cm	18	14	22 %
51–60 cm	9	5	44 %
Gesamt (ohne Keimlinge)	76	60	21 %



Probekreise mit Kreisradien von vier Metern zur Erfassung der Gehölzverjüngung im Eichenmischwald. Der Pfosten markiert den Kreismittelpunkt.

linge). Die maximale Wuchshöhe der Eiche betrug 60 cm. Am Leittrieb verbissen waren 21% der Eichen. Innerhalb des Probekreises waren 24 weitere mehrjährige Eichen vermutlich infolge Trockenheit abgestorben. Die Wuchshöhen dieser Pflanzen lagen zwischen 40 und 50 cm.

Probekreis 2: Der Kreisradius umfasst 4 m, die Fläche 50 m². Die Bodenvegetation wird auch hier durch Pfeifengrashorste beherrscht. Neben der jungen Eiche wachsen innerhalb des Probekreises junge Hainbuchen und wenige Rotbuchen. Die Verjüngungszahl lag bei 93 Eichen pro 50 m² (ohne Keimlinge). Die maximale Wuchshöhe der Eiche betrug 50 cm. Am Leittrieb verbissen waren 17% der Eichen. Innerhalb des Probekreises waren 24 weitere mehrjährige Eichen vermutlich infolge Trockenheit abgestorben. Die Wuchshöhen dieser Pflanzen lagen zwischen 10 und 30 cm, eine Eichenpflanze hatte 50 cm erreicht. Zudem wuchsen auf den 50 m² noch 13 Hainbuchen (ohne Keimlinge), von denen 15% am Leittrieb verbissen waren. Die drei Rotbuchen innerhalb des Probekreises waren unverbissen und hatten Wuchshöhen von 40 cm, 100 cm und 120 cm.

Probekreis 3: Der Kreisradius umfasst 5 m, die Fläche 80 m². Innerhalb des Probekreises hatte die Brombeere einen Deckungsgrad von 5%, Pfeifengras bedeckte 10%. Neben der jungen Eiche wuchsen innerhalb des Probekreises junge Hainbuchen, Rotbuchen und Birken. Die maximale Wuchshöhe der Eiche betrug 80 cm, die der Hainbuche 140 cm und die der Rotbuche 350 cm. Die Verjüngungszahl lag bei 310 Eichen pro 80 m² (ohne Keimlinge). Am Leittrieb verbissen waren 44% der Eichen. Die Anzahl abgestorbener junger, mehrjähriger Eichen innerhalb des Probekreises war gering. Weiterhin wuchsen auf den 80 m² 310 Hainbuchen, die nahezu vollständig verbissen waren (98% Leittriebverbiss). Von den 13 Rotbuchen innerhalb des Probekreises waren 8 Pflanzen unverbissen (Wuchshöhen von 60 cm, 150 cm, 220 cm, 3x240 cm, 280 cm, 350 cm). Die fünf am Leittrieb verbis-

senen Rotbuchen hatten Wuchshöhen von 80 cm, 120 cm und 3x140 cm. Der durchschnittliche Leittriebverbiss der Rotbuche betrug 38%. Darüber hinaus wuchsen vier Birken mit Höhen von 40–80 cm. Drei der Birken waren verbissen. Eine Kiefer erreichte eine Höhe von 100 cm.

Tabelle 23: Leittriebverbiss junger Eichen und Hainbuchen innerhalb des Probekreises 2. Der Kreisradius beträgt 4 m. Das Kronendach der Eichen weist eine Lichtdurchlässigkeit von 30–40% auf (Deckungsgrad der Baumschicht 60–70%).

Pflanzenhöhe	N	Unverbissene Eichen	Leittriebverbiss
Keimlinge	(285)	(285)	0 %
< 21 cm	38	36	5 %
21–30 cm	38	29	24 %
31–40 cm	15	10	33 %
41–50 cm	2	2	0 %
51–60 cm	0	0	–
Gesamt (ohne Keimlinge)	93	77	17 %

Pflanzenhöhe	N	Unverbissene Hainbuchen	Leittriebverbiss
Keimlinge	(42)	(42)	0 %
< 21 cm	7	7	0 %
21–30 cm	5	4	20 %
31–40 cm	1	0	100 %
41–50 cm	0	0	–
51–60 cm	0	0	–
Gesamt (ohne Keimlinge)	13	11	15 %

Tabelle 24: Leittriebverbiss junger Eichen und Hainbuchen innerhalb des Probekreises 3. Der Kreisradius beträgt 5 m. Das Kronendach der Eichen weist eine Lichtdurchlässigkeit von 90% auf (Deckungsgrad der Baumschicht 10%).

Pflanzenhöhe	N	Unverbissene Eichen	Leittriebverbiss
Keimlinge	0	0	–
< 21 cm	9	9	0 %
21–30 cm	41	36	12 %
31–40 cm	91	49	46 %
41–50 cm	114	55	52 %
51–60 cm	47	22	53 %
61–70 cm	7	3	57 %
71–80 cm	1	0	100 %
Gesamt (ohne Keimlinge)	310	174	44 %

Die Gehölzverjüngung der Stieleiche – basierend auf den Ergebnissen der Probekreise – umfasst für den Honiggras-Eichenwald je nach Lichtgenuss 1,52–3,88 junge Eichen je m². Darüber hinaus wurden 0,26–2,04 junge Hainbuchen je m² und maximal 0,16 junge Rotbuchen je m² gezählt. Die Zahl der Eichenkeimlinge betrug 0,1–5,7 Keimlinge je m². Hochgerechnet auf einen Hektar ist die Zahl naturverjüngter Eichen enorm und umfasst 15.000–38.000 junge Eichen je Hektar (ohne Keimlinge). Bemerkenswert ist die hohe Zahl an Eichen mit Wuchshöhen über 40 cm. In engem Bezug zu den Lichtverhältnissen im Bestand liegen die hochgerechneten Zahlen an Eichen mit Wuchshöhen von 40–70 cm bei 400 Eichen, 5.400 Eichen bzw. 21.100 Eichen je Hektar.

In den Lichtschächten des Waldes kann die Hainbuche wesentlich stärker als die Eiche den Lichtgenuss nutzen und bildet hier Herden junger Pflanzen aus. Die Hainbuche wächst hier innerhalb weniger Jahre aus der kritischen Höhe des Wildverbisses heraus und bildet mosaikartige Strukturen einer zweiten Baumschicht. Der Eichen-Leittriebverbiss erreicht in Wuchshöhen ab 40 cm 30–50 %; die Hainbuche wird hier wesentlich stärker – mit Verbissprozenten bis zu 98 % – verbissen.

Aufgrund ihrer hohen Äsungsbeliebtheit wird die Hainbuche innerhalb des Honiggras-Eichenwaldes – sofern sie hier überhaupt vorkommt – besonders intensiv und selektiv verbissen. Bis etwa 1994 war der Verbiss so intensiv, dass diese Baumart in diesen bodensauren Waldbeständen nur sehr spärlich auftrat (ein höherer Mengenanteil der Hainbuche an der Vegetationszusammensetzung legt auch eine Zuordnung zum Eichen-Hainbuchenwald nahe). Seit etwa 1995 hat der Hainbuchenanteil im Honiggras-Eichenwald deutlich zugenommen (siehe weiter unten). Durch ihre hohe Regenerationskraft



Starker Wildverbiss an der Hainbuche im Umfeld der Weiserfläche 6.

haben sich vielerorts bis zu 150 cm hohe Gebüschgruppen gebildet, in deren Inneren Jungeichen – gegen Wildverbiss geschützt – sich verjüngen können (vgl. Probekreis 3).

Anders ist das Wechselspiel zwischen Eiche und Hainbuche auf den Sturmwurfflächen von 1990/91, da die gepflanzte Eiche hier bei Pflanzhöhen von 100–140 cm besonders verbissexponiert ist: Auf den Sturmwurfflächen erlitt die Eiche zwischen 1996 und 2000 mit mittleren 69 % Sommerverbiss und 63 % Winterverbiss eine der Hainbuche vergleichbare Verbissintensität.

Der Lichtgenuss am Waldboden ist keine konstante Größe, der Belaubungsgrad des Kronendaches verändert sich von Jahr zu Jahr kleinräumig und beeinflusst damit auch die lichtliebenden Arten des Waldbodens. Am Beispiel der Weiserflächen 3 und 6 im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald bzw. Honiggras-Eichenwald wird diese Entwicklung anschaulich (vgl. Tab. 25 und 26). Dabei wird deutlich, dass Veränderungen im Kronendach die Vergleichbarkeit von A- und B-Parzelle einer Weiserfläche einschränken können. Zeigten beide Parzellen der Weiserfläche 6 bei der Einrichtung noch eng beeinanderliegende Belichtungsgrade, verlief die weitere Entwicklung nicht gleichsinnig und zeigte die größte Differenz im Jahr 1999. Während die ungezäunte A-Parzelle eine Beschattung von 70% zu ertragen hatte, war die gezäunte B-Parzelle nur zu 40–45% beschattet.

Die hohe Bedeutung eines ausreichend hohen Lichtgenusses am Waldboden für die jungen Eichen wird am Beispiel der Entwicklung innerhalb der Zaunparzellen der Weiserflächen 3 und 6 deutlich. Der Status Quo der Eichenverjüngung wurde 1992 durch die Gehölzaufnahme auf der ungezäunten A-Parzelle dokumentiert. Für die B-Parzelle fehlt die entsprechende Aufnahme, jedoch kann eine mit der A-Parzelle vergleichbare Situation zugrunde-

gelegt werden. Im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Weiserfläche 3) war das Kronendach vor allem in den Jahren 1996 und 1997 stärker gelichtet, jedoch gelang es der Eiche, die Lücken bis 2000 wieder zu schließen. Im Jahr 2000 hatte die Eiche im Kronendach schließlich eine stärkere Beschattung als 1992 erreicht (vgl. Tab. 26). Der Eichenjungwuchs verblieb in seiner Individuenzahl und Höhenentwicklung auch im Zaun nahezu unverändert. Dagegen hat die Hainbuche unter Ausschluss des Wildverbisses ihre Konkurrenzstärke im Halbschatten des Kronendaches genutzt und ist individuenreich – ohne Begleitung der Eiche – in die Strauch- und zweite Baumschicht eingewachsen. 1996 lag die maximale Wuchshöhe der Stieleiche im Zaun bei 40 cm, die der Hainbuche bei 190 cm. Im Jahre 2000 erreichte die Wuchshöhe der Stieleiche im Zaun 60 cm, die der Hainbuche zwischenzeitlich 320 cm.

Andersartig verlief die Entwicklung im Honiggras-Eichenmischwald (Weiserfläche 6). Hier verblieb der Bestand in seiner zeitlichen Entwicklung über neun Jahre licht, wobei die Zaunfläche durch Kronenbruch und Absterbeprozesse, vor allem ab 1998 eine um 20 % höhere Besonnung erreichte als die ungezäunte Parzelle.

Während die Eiche außerhalb des Zaunes – auch infolge

des Wildverbisses – keine nennenswerte Höherentwicklung erreichen konnte und vielmehr in ihrer Individuenzahl rückläufig war, wuchs im Zaun die Eiche gemeinsam mit der Hainbuche in die Höhe. 1996 lag die maximale Wuchshöhe der Stieleiche im Zaun bei 110 cm, die der Hainbuche bei 340 cm. Im Jahre 2000 erreichte die Wuchshöhe der Stieleiche im Zaun 170 cm, die der Hainbuche 550 cm.

Führt man die Ergebnisse unter verschiedenen Beschattungsverhältnissen zusammen, so lässt sich erkennen, dass die Eichenverjüngung in Wuchshöhe und Anzahl vor allem auch ein Ergebnis des Lichtgenusses ist, wie die Zaunfläche 3 zeigt. Schalenwildverbiss kann die Wuchshöhenentwicklung dabei erheblich beeinträchtigen, wie die Zaunfläche 6 zeigt.

Tabelle 25: Entwicklung der Deckungsgrade in der Baumschicht – Frühjahrs- und Spätsommernaufnahme – und damit auch der Lichtzahlen am Boden auf der ungezäunten und gezäunten Weiserparzelle in Weiserfläche 6 in der Waldgesellschaft des Honiggras-Eichenmischwaldes (*Holco-Quercetum*)

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
A-Parzelle ungezäunt	60%	60%	5%	45–55%	55–60%	50%	65–70%	70%	65%
B-Parzelle gezäunt	50%	50%	35–45%	35–40%	40–50%	35–40%	45%	40–45%	45%

Tabelle 26: Entwicklung der Deckungsgrade in der Baumschicht – Frühjahrs- und Spätsommernaufnahme – und damit auch der Lichtzahlen am Boden auf der ungezäunten und gezäunten Weiserparzelle in Weiserfläche 3 in der Waldgesellschaft des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum luzuletosum*)

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
A-Parzelle ungezäunt	55%	55%	35–55%	45%	40–60%	20–55 %	60 %	65 %	65–70%
B-Parzelle gezäunt	50–55%	50%	40–50%	40%	35–45%	15–45%	50%	60%	65%

Eichenverjüngung im Stammumfeld von Altbäumen

Das flächige Auszählen von Eichenkeimlingen im Stammumfeld von zwei 180-jährigen Eichen innerhalb eines Eichen-Hainbuchenwaldes in Abt. 622 A (in Nähe der Weiserfläche 1) im Mai 1999 erbrachte folgendes Ergebnis:

- 2.220 Eichenkeimlinge radial fünf Meter um eine licht stehende Stieleiche nahe einer kleinen Waldblöße mit Brombeersträuchern und jungen Hainbuchen
- 620 Eichenkeimlinge radial fünf Meter um eine dunkel stehende, etwa gleichaltrige Stieleiche.

Bereits in der ersten Augustwoche 1999 war die Mehrzahl der Keimlinge unter beiden Mutterbäumen vorwiegend wegen Lichtmangels abgestorben. Die Keimblätter hingen abgetrocknet am Stämmchen bzw. waren abgefallen, die Stämmchen selbst waren in der Mehrzahl ebenfalls abgetrocknet.

4.3.2 Weitere Einflussfaktoren auf den Gehölzjungwuchs

Trocknis: Die Trockenschäden des Eichenjungwuchses in den Eichenmischwäldern waren nach trockener Sommerwitterung erheblich, insbesondere in den Jahren 1992–1994. Demgegenüber waren Trockenschäden in den Jahren 1995–1999 deutlich zurückgegangen, was vor allem auf die feuchteren Sommer dieser Jahre zurückzuführen ist (im Detail siehe nachfolgendes Kapitel). Dies gilt zumindest für den Frühsommer zwischen Juni und Mitte Juli. Dabei hatten die trocken-warmen Augustwochen 1997 und 1998 wiederholten, allerdings nur kurzzeitigen Trockenstress für die Pflanzen gebracht.

Raupenfraß: Auf der Mehrzahl der Weiserparzellen war vor allem im Frühjahr wiederholt starker Raupenfraß an Eichenjungpflanzen zu beobachten. Zudem waren die Eichenkronen in den Eichenwäldern der Weiserflächen 1, 3, 6 und 8 besonders im Frühjahr 1996 und 1997 durch starken Raupenfraß erheblich aufgelichtet.

Auch das Blattwerk der Hainbuche war auf einigen Weiserflächen stark von Raupenfraß betroffen, vor allem beim Jungwuchs.

Im Frühjahr 1997 war der Raupenfraß so gravierend wie in keinem der Jahre zuvor. Flächenhaft waren Hainbuche und Eiche im Jungwuchs fast völlig kahlgefressen. In der Strauchschicht starben Hainbuchen bis zu 300 cm Wuchshöhen infolge der starken Blattfrassverluste ab. Aufgrund der Vitalitätsminderung zeigte die Hainbuche



Schälfähige, wüchsige Buchen-Naturverjüngung.

1998 auf nahezu allen Weiserflächen keine bis geringe Höhenzuwächse in der Strauchschicht.

1998 wie auch 1999 war schließlich nur noch ein geringer bis mäßiger Raupenfraß an Eichen und Hainbuchen zu beobachten, während im Sommer 2000 erneut stärkerer Raupenfraß in den Eichen-Waldweiserflächen 3, 6 und 8 bestätigt wurde.

Mehltau: Infolge der feuchten Frühsommermonate 1997, 1998 und 2000 war vor allem der Eichenjungwuchs mehr oder weniger stark von Mehltau befallen und dadurch in seiner Vitalität geschmälert.

Der Aufwuchs der jungen Eichen war also gleichzeitig und wiederholt durch verschiedene nachteilig wirkende Faktoren beeinträchtigt. Einige Pflanzen starben ab, die Mehrzahl litt in ihrer Vitalität merklich. So war bei vielen jungen Eichen regelmäßig wiederkehrend ein Zurück-trocknen des Leittriebes zu beobachten. Viele junge Eichen bildeten im Folgejahr zwar einen Adventivtrieb, der Wuchshöhenzuwachs verringerte sich dadurch jedoch erheblich.

Spätfrost: Die Hainbuche wurde durch Spätfroste im Frühjahr 1997 geschädigt, was aber bei dieser Baumart kaum zu einer erkennbaren Vitalitätsminderung führte.

Käferfraß: Das Blattwerk der Schwarzerlenbestände der Weiserflächen 7 und 9 in der Silzbachau wurde 1996 stark und 1997 mäßig stark durch Erlenblattkäfer zerfressen. Darüber hinaus wurde in vielen Jahren geringer, besonders im Jahr 2000 jedoch auch stärkerer Blattfraß durch Bernsteinschnecken beobachtet. Durch den nachlassenden Käferfraß ab 1998 nahm die Bodenbeschattung in den Erlenwäldern zu.

Detaillierte Angaben zu den Auswirkungen der verschiedenen Einflussfaktoren finden sich im folgenden Kapitel 4.3.5, das sich mit der Bestandssituation und -entwicklung der Vegetation und insbesondere des Gehölzjungwuchses in den unterschiedlichen Waldgesellschaften befasst.

4.3.3 Schälen der Rinde

Pflanzungen im Dickungs- und Stangenholzstadium sind im Wildschutzgebiet die Ausnahme. In der Regel sind es Naturverjüngungen, die in mehr oder weniger mosaikartiger Struktur als Dickungs- und Stangenholzstadien in Altholzbeständen bestehen oder aber größere Stangenholzbestände darstellen. Heute wird diese zweite Baumschicht von der Rotbuche dominiert, in vielen Waldbeständen ist die Hainbuche beigemischt. Auf den nährstoffreicheren Standorten wachsen zudem Esche, Berg-

Tabelle 27: Baumart, Flächengröße und Neuschälprozent der schälbaren Baumbestände im Wildschutzgebiet Kranichstein

Baumart	Abteilung	Flächengröße [ha]	Neuschälprozent [%]
Rotbuche	601 A1	3,0	0
Rotbuche	602-0	4,0	0
Rotbuche	627 A	10,0	0
Rotbuche	628-1	3,0	0
Rotbuche	641 A	1,5	0
Rotbuche	642-0	3,2	0
Rotbuche	648 A	2,0	0
Rotbuche	650 B	1,0	0
Rotbuche	651 A	4,1	0
Rotbuche, Hainbuche	605 A	1,0	0
Rotbuche, Hainbuche	605 B	1,0	0
Rotbuche, Hainbuche	606-0	5,0	0
Rotbuche, Hainbuche	607-0	3,5	0
Rotbuche, Hainbuche	608 B	2,5	0
Rotbuche, Hainbuche	622 A	6,5	0
Rotbuche, Hainbuche	623-0	3,0	0
Rotbuche, Hainbuche	624-0	5,5	0
Rotbuche, Hainbuche	625 A	8,0	0
Rotbuche, Hainbuche	625 B	3,0	0
Rotbuche, Hainbuche	626 A	7,5	0
Rotbuche, Hainbuche	629-1	4,0	0
Rotbuche, Hainbuche	632-1	1,5	0
Rotbuche, Hainbuche	640 A	8,7	0
Rotbuche, Hainbuche	643-0	6,0	0
Rotbuche, Hainbuche	644-1	3,0	0
Rotbuche, Hainbuche	630-0	1,8	0
Rotbuche, Hainbuche, Linde, Esche, Bergahorn	632-2	2,6	0
Rotbuche, Kirsche	641 B	1,5	0
Rotbuche, Hainbuche, Esche	646 A1	2,5	0
Rotbuche, Linde, Bergahorn	650 D	3,8	0

ahorn, Linde und Kirsche in die zweite Baumschicht ein. Stiel- und Traubeneichenbestände wachsen auf insgesamt 23 ha im Alter bis 20 Jahre. Auf geringer Fläche stocken Fichtenbestände (insgesamt 4,5 ha im Alter bis 40 Jahre). Schälbare Baumbestände wachsen auf ganzer Fläche des Wildschutzgebietes verteilt. In keinem der Waldbestände wurden in den letzten 15 Jahren technische Maßnahmen der Schälchadensverhütung ergriffen.

Insgesamt wurden in den Jahren 1996–2004 30 Rotbuchen- und Rotbuchen-Misch-Bestände im schälfähigen Alter mit einer Gesamtfläche von 107,7 ha, jährlich auf Schälereignisse begutachtet und dabei flächenhaft begangen. Altschälereignisse vor 1990 sind vor allem an Rotbuchen zu beobachten. Seit 1990 sind in keinem der Bestände frische Schälwunden zu beobachten, weder an Rotbuche und Hainbuche noch an Esche, Bergahorn, Linde und Kirsche. Auch in den jungen Eichenbeständen, die nach den Sturmwurfereignissen 1990 begründet wurden, traten bis heute keine Schälereignisse auf. Die wenigen Fichtenbestände sind zwar erheblich durch Hirsche geschlitzt und geschlagen, jedoch nicht geschält. Neben der Fichte wird auch die Erle gerne geschlagen.

4.3.4 Schwarzwildumbruch

Der Einfluss der Wildschweine durch Umbruch des Oberbodens und oberflächliches Wühlen im Laub ist standörtlich und saisonal sehr unterschiedlich. Dabei sind räumliche Präferenzen für einige Waldgesellschaften erkennbar: Es sind dies vor allem der Hainmieren-Bacherlenwald, der Hainsimsen-Buchenwald, der Eichen-Hainbuchenwald und der Honiggras-Eichenmischwald.

Betrachtet man die Entwicklung auf den ungezäunten Weiserflächen, so sind Wirkungen auf die Vegetationsentwicklung vor allem auf den ungezäunten Parzellen der Weiserfläche 4 (Hainsimsen-Buchenwald) und der Weiserfläche 9 (Hainmieren-Bacherlenwald) erkennbar. Auf Parzelle 9 A wurden regelmäßig jedes Jahr bis zu 90 % der Fläche umgebrochen! In Parzelle 4 A wurde vor allem in den Jahren 1996 und 1999 die bis dahin etwa fünfjährigen Rotbuchenpflanzen durch oberflächliches Wühlen (meist auf der Suche nach Bucheckern) ausgehebelt. Die so aus dem Boden gerissenen Rotbuchen vertrockneten. Ein Abbiss der Wurzeln, wie in den Buchenwäldern des Kellerwaldes am Edersee regelmäßig zu beobachten war (Simon et al. 1997), konnte in keinem Fall festgestellt werden. Das oberflächliche Wühlen auf der Suche nach Eicheln betraf vor allem die Weiserflächen 3 (Eichen-Hainbuchenwald) und 6 (Honiggras-Eichenmischwald). Dabei konnte beobachtet werden, dass noch im auf die Baumast folgenden Frühsommer selbst Eicheln, aus denen bereits 20 cm hohe Keimlinge geschossen waren, aufgenommen wurden. Jedoch war die durchwühlte Fläche nie sehr groß. Maximalwerte wurden in den Jahren

1999 und 2000 beobachtet, wo 15–25 % der ungezäunten Parzellen 3 A und 6 A oberflächlich durchwühlt waren. Ein tiefergehendes Bodenwühlen wurde auf den boden-



Beim oberflächennahen Wühlen der Wildschweine nach Buheckern und Regenwürmern wurden zahlreiche Buchenkeimlinge „ausgehobelt“ (Weiserfläche 4, Hainsimsen-Buchenwald, Vergleich-Parzelle).



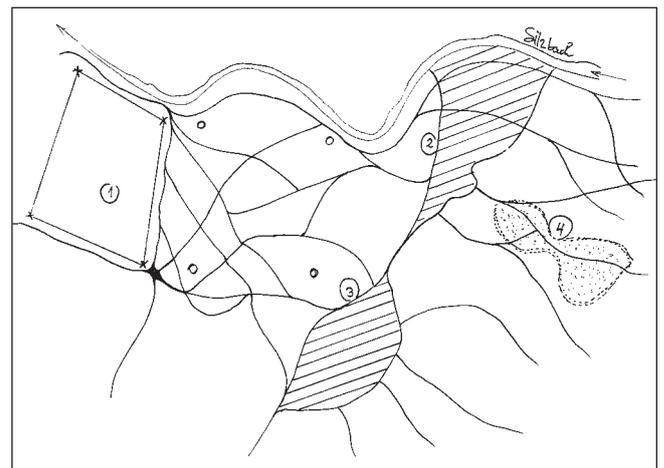
Drei Jahre nach Errichtung des Zaunes sind Wildschweine in die Zaunparzelle der Sturmwurf-Weiserfläche 10 eingedrungen und haben flächenhaft den Boden nach Rhizomen des Schmalblättrigen Weidenröschens umgegraben.

sauen Standorten nicht beobachtet, vermutlich aufgrund des sauren Milieus und der damit verbundenen geringen Zahl an Regenwürmern im Oberboden.

Innerhalb der 10 Jahre andauernden Untersuchungen sind Wildschweine in keinem Fall in eine der gezäunten Waldweiserparzellen eingedrungen. Dahingegen wurde 1998 der Zaun einer Sturmwurfweiserfläche angehoben und die gezäunte B-Parzelle zu 100 % von Wildschweinen durchwühlt. Ursache waren die Rhizome des Waldweidenröschens, die vollständig gefressen wurden. Das Wühlen hatte dabei bis zu 30 cm tiefe „Gräben“ hinterlassen.

Ein erkennbarer Einfluss des Schwarzwildumbruchs auf den Vegetationsbestand wurde ausschließlich in den feuchten Auenbereichen des Silzbaches deutlich. Das Beispiel der Weiserfläche 9 A im Hainmieren-Bacherlenwald der Silzbachau (im Detail siehe Kap. 4.3.5) zeigte, dass von Wildschweinen durchwühlte Flächen in ihrer Bodenvegetation ganz andersartig strukturiert sind als die unberührte Zaunparzelle 9 B. Die aus dem Umbruch resultierenden offenen Bodenstellen boten optimale Wuchsvoraussetzungen für kurzlebige und Halbschatten ertragende Ruderalpflanzen. Die regelmäßigen Bodenstörungen begünstigten zudem zahlreiche Ruderalstauden, die sich leicht ansamen oder mit Hilfe ihrer Ausläufer ausbreiten konnten.

Fand der Schwarzwildumbruch über einen Zeitraum von mehreren Monaten nicht oder nur auf sehr kleiner Fläche statt, so fielen die kurzlebigen Pionierpflanzen jedoch schnell wieder aus, um nach neuem Umbruch erneut aufzukeimen. Insgesamt führte diese durch Wildschweine initiierte Dynamik zu einem höheren Artenreichtum, der so in schwarzwildunzugänglichen eingezäunten Flächen nicht möglich ist.



Kartierung von Schwarzwildwechseln und Umbruch auf der Weiserfläche 9 im Juni 1995. 1: gezäunte Vergleichsparzelle; 2: vollständiger Umbruch, vegetationsfrei, Fläche ca. 12 m²; 3: niedergetretene Vegetation mit lokalem Umbruch, Fläche ca. 16 m²; 4: vollständiger Umbruch aus dem Sommer 1994, damals vegetationsfrei, Vegetationsbedeckung heute ca. 25 %.

Schwarzwildumbruch

Wildschweine gewinnen einen beträchtlichen Teil ihrer Nahrung durch Bodenwühlen aus der Streu, dem Humus und der oberen Bodenschicht. Das Auffinden der Nahrung erfolgt dabei in erster Linie geruchlich. Gesichtssinn und Gehör sind dem untergeordnet und werden nur situationsbedingt benutzt, beispielsweise beim Orten von Mäusenestern oder sich bewegenden Insekten. Beim Brechen wird die sehr bewegliche, gummiartig derbe Rüsselscheibe eingesetzt. Das Wildschwein drückt den oberen stumpffingerförmigen Rand der Rüsselscheibe keilförmig in den Boden und bewegt dann den Kopf nach vorn, sodass die Erde oder Streu aufgeworfen wird. Beim Auswerfen größerer Vertiefungen oder



Großflächiger Schwarzwildumbruch auf der Hengstriedwiese im Spätherbst (Oktober 2007).



„Stochern“ in der Wiesengrassnarbe (Aufnahme: Dezember 1996, Rottwiese).



Bodenwühlen im Hainsimsen-Buchenwald (Aufnahme: März 2000).

beim Herausnehmen Widerstand leistender Nahrung kommt es zum Niederlassen auf die Carpalgelenke. Keiler wie Bachen setzen beim Wegrollen von Steinen oder Durchbeißen von hinderlichen Wurzeln die Eckzähne ein (Briedermann 1990).

Die unterschiedlichen Formen des Brechens systematisierte Lebedewa (1956, zit. nach Briedermann 1990). Dabei unterscheidet er „Oberflächenwühlen“ und „Bodenwühlen“; Letzteres untergliedert er in „flächenweises Brechen“, „stellenweises Brechen“ und „Ausheben von Gruben“. Eine auffällige Art des „stellenweisen Brechens“, das in Kranichstein selten über Flächen von 20 x 20 cm hinausgeht, ist das „Stochern“. Hierbei hebt das Wildschwein mit der Rüsselscheibe den Oberboden an, sodass nur

eine kleine Öffnung im Boden entsteht, die kaum größer ist als die Rüsselscheibe selbst. Man gewinnt dabei den Eindruck, das Wildschwein prüft den Oberboden auf seine Nahrungsverfügbarkeit.

In den Waldgesellschaften der sommergrünen Laub- und Laubmischwälder kann das Wildschwein durch Art und Umfang der Umsetzung von Biomasse als ein bedeutsamer ökologischer Faktor der Lebensgemeinschaften betrachtet werden (Briedermann 1990; Falinski 1986). Beim Wühlen werden die oberen Bodenschichten einschließlich der Streu bis in Tiefen von mehr als 30 cm durchwühlt, die Bodendurchlüftung und der Wasserhaushalt gefördert sowie eine Humusdurchmischung vorgenommen. Das Wühlen schiebt Streuschichten und Rohhumusaufgaben auseinander und schafft somit Voraussetzungen für das Keimen zahlreicher Pflanzensamen (Heinken et al. 2005; Schneider 1998; Simon & Goebel 1998; Treiber 1998).

Unter dem Aspekt der Kontinuität der Entwicklung und Regeneration von Bodenflora und -fauna ist wichtig, dass selbst dort, wo scheinbar die gesamte Fläche umgebrochen war, in der Tat nur 20 % der Waldbodenoberfläche durchgearbeitet wurden (Lebedewa 1956, zit. nach Briedermann 1990) oder aber Wildschweine erst nach Monaten auf den schon einmal umgebrochenen Flächen erneut wühlten (Jeziński & Myrcha 1975).

In nahrungsarmen Waldlebensräumen bei nur geringer Verbreitung der Rotbuche und der Eiche sind Wildschweine durch entsprechend häufige Wühlereignisse und Aufnahme der Baummast jedoch in der Lage, das Keimen und Aufwachsen junger Eichen und Rotbuchen negativ zu beeinflussen (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996; Hahn & Eisfeld 2002).

4.3.5 Bestandssituation und -entwicklung in den Waldgesellschaften

Die Waldvegetation in ihrem Bestand und ihrer Dynamik wurde in den Jahren 1992 bis 2000 durch pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen auf neun Weiserflächenpaaren dokumentiert. Dem Einfluss des Wildverbisses auf die Bodenvegetation und die Gehölzverjüngung wurde dabei besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Sieben Transektaufnahmen zu Gehölzverjüngung und Wildverbiss ergänzen die räumliche Verteilung der Erhebungen in den verschiedenen Waldgesellschaften.



Waldmeister-Buchenwald um Weiserfläche 2 (Aufnahme: Oktober 2007).

Waldmeister-Buchenwald (Weiserfläche 2)

Als Referenzfläche für den nur kleinflächig im Wildschutzgebiet vorhandenen Waldmeister-Buchenwald wurde die Weiserfläche 2 in Abt. 623 A errichtet. Bei diesem Bestand handelt es sich – wie meist im Gebiet – um eine bodensaure Hainsimsen-Ausbildung in einer wechsellückigen, schwach stauwassergeprägten Rasenschmielen-Variante auf meso- bis eutrophen, basenreichen Pseudogley-Braunerde-Standorten. Der ca. 200-jährige Rotbuchenbestand ist stellenweise mit Eiche durchsetzt

und hat neben zahlreicher Rotbuchenverjüngung auch eine nennenswerte Hainbuchenbeimischung sowohl in der zweiten Baumschicht wie auch in der mosaikartig verteilten, üppigen Verjüngung. Zahlreiche Altbuchen, vor allem im weiteren Umkreis der Parzelle, weisen starke Blattverluste im Kronenraum auf und stehen zum Teil kurz vor dem Absterben (oder sind bereits abgestorben). Dies hat im Laufe der Untersuchungsjahre zu günstigeren Lichtverhältnissen am Boden geführt. Einige der Altbuchen im weiteren Umfeld der Weiserfläche wurden mittlerweile entnommen.

Die nicht eingezäunte A-Parzelle zeigte 1992 eine nur geringe Anzahl Baumjungwuchs von 81



Weiserfläche 2 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Waldmeister-Buchenwald (Aufnahme: August 1996).



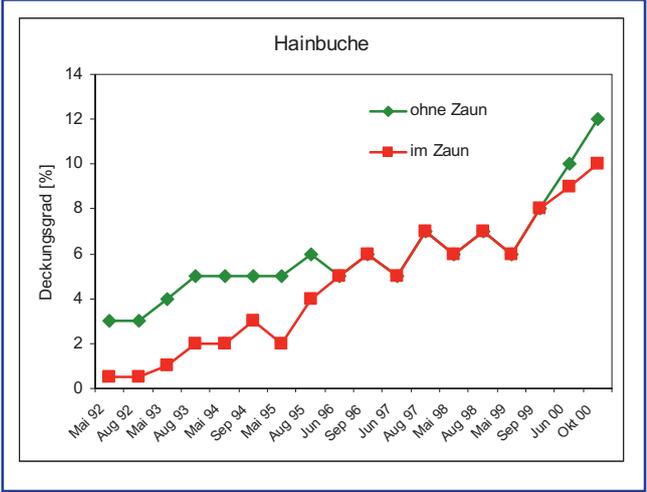
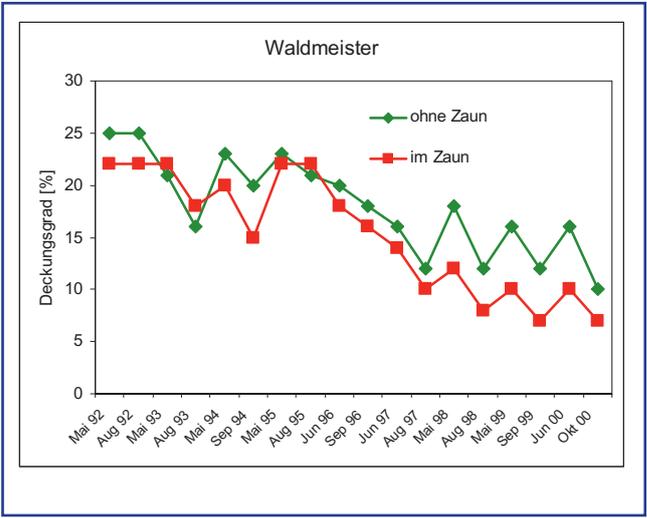
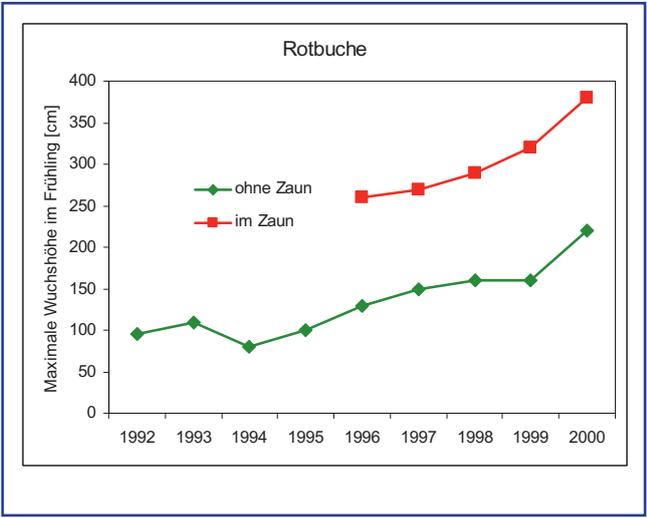
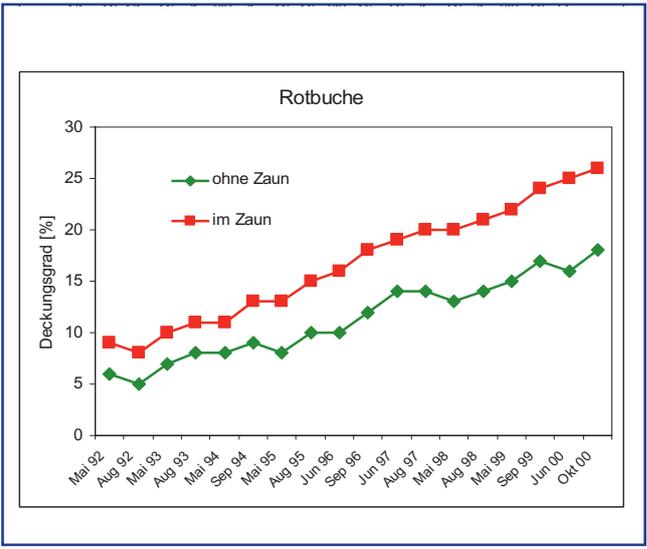
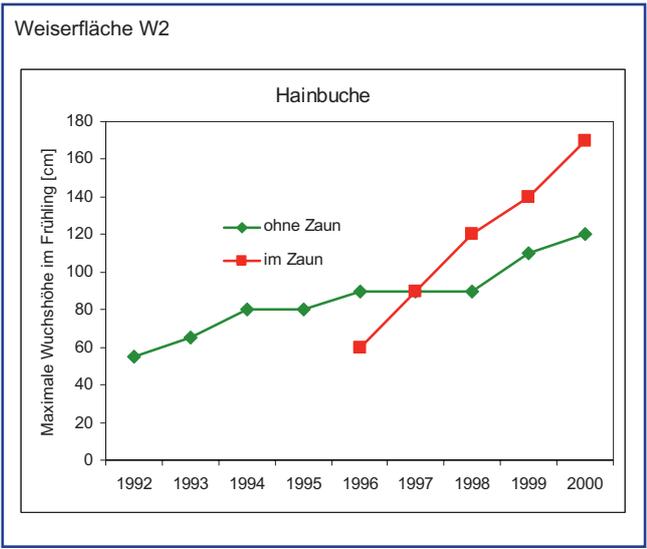
Weiserfläche 2 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Waldmeister-Buchenwald nach starker Auflichtung des Altbestandes (Aufnahme: Oktober 2007).

jungen Hainbuchen und 29 jungen Rotbuchen. Während es in der Baum- und Strauchschicht in den folgenden acht Jahren kaum Veränderungen gab, zeigte sich in der Krautschicht durch die deutliche Zunahme des Rotbuchen- und Hainbuchenjungwuchses eine starke Gehölzzunahme. Die Rotbuche wies im Jahr 2000 175 junge Bäume, die Hainbuche 256 junge Bäume auf. Gleichermäßen gesteigert hat sich die maximale Wuchshöhe der Gehölzverjüngung gegenüber 1992. Der Rotbuchenjungwuchs zeigte 2000 maximale Höhen von 240 cm (gegenüber 100 cm im Jahre 1992). Der Hainbuchenjungwuchs hat sich auf Wuchshöhen von maximal 120 cm entwickelt (gegenüber 45 cm im Jahre 1992).

Der Leittriebverbiss an der Rotbuche lag im Mai 1992 bei 38 %, zusätzlich waren 34 % der Rotbuchen an Seitentrieben verbissen. 1993 ging der Leittriebverbiss gegen Null zurück; nur noch 2 % der Rotbuchen zeigten Leittriebverbiss, 24 % der Rotbuchen waren lediglich an Seitentrieben verbissen. In den Folgejahren bis 1998 war

an keiner Rotbuche mehr Leittriebverbiss festzustellen! Der Seitentriebverbiss schwankten zwischen 1–6 %. 1998 stieg der Leittriebverbiss auf 8 %, zeigte 1999 1 % und 2000 5 %. Der Seitentriebverbiss ging gegen Null. Auch der Sommerverbiss an der Rotbuche war ab 1994 äußerst gering und erreichte in der Summe von Leit- und Seitentriebverbiss in keinem Jahr 10 %.

Ganz anders die Verbissituation der Hainbuche: Der Leittriebverbiss an der Hainbuche lag im Mai 1992 bei 84 % und im Mai 1993 bei 78 %, zusätzlich waren 16 % bzw. 7 % der Hainbuchen an Seitentrieben verbissen. 1994 fiel der Hainbuchenverbiss stark ab. Leittriebverbiss zeigten nur noch 2 % der Gehölze, Seitentriebverbiss noch 14 %. 1995 war an der Hainbuche kein Winterverbiss mehr feststellbar. 1996 stieg der Leittriebverbiss erneut auf 26 %, erreichte 1997 41 %, fiel in 1998 auf 19 % und lag in 1999 und 2000 bei 47 % und 32 %. Der Seitentriebverbiss lag 1995–2000 bei maximal 1 %.



Der Sommerverschiss an der Hainbuche lag in der Summe von Leit- und Seitentriebverschiss in den Jahren 1994–1997 bei durchschnittlich 18% und stieg in den Folgejahren bis 2000 auf 43% an.

Zusätzlich zum Wildverschiss war vor allem die Hain-

buchen-Verjüngung in der Parzelle 2 A im Frühjahr und Frühsommer 1995 und 1996 durch starken Raupenfraß beeinträchtigt. Im Folgejahr führte der trocken-warme August 1997 auf dieser Weiserfläche wie auch im näheren Umfeld zu erheblichem Trockenstress bei einigen Pflanzenarten, die zum Zeitpunkt der Spätsommernaufnahme schon stark welkten; ähnlich war die Situation im August 1998. In den Jahren 1998–2000 ließ der Raupenfraß schließlich deutlich nach.

Verbiss durch Mäuse oder Feldhase an Rotbuchen, vor allem aber an Hainbuchen, wurde in jedem Jahr beobachtet. Der Einfluss auf Rotbuchen- und Hainbuchenjungwuchs war jedoch gegenüber den Faktoren Schalenwildverschiss, Raupenfraß und Trockenheit vernachlässigbar.

Spätestens ab 1994 zeigte jedoch der Schalenwildverschiss keinen Einfluss mehr auf die Entwicklung des Rotbuchenjungwuchses. Dahingegen wurde die Hainbuche – bei deutlichen Verschissabnahmen ab 1994 – weiterhin mäßig bis stark verschissen. Dabei war die Verschissintensität an der Hainbuche im Winter mit der im Sommer

Tabelle 28: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 2 im Waldmeister-Buchenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	117	28	26	3	5	0	0	0	0	0
Rotbuche	59	170	16	18	6	3	0	2	0	2
Eiche	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Esche	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0

Tabelle 29: Äsungsbeliebte Arten im Waldmeister-Buchenwald in Parzelle 2 A

Waldsegge	<i>Carex sylvatica</i>
Rasenschmielen	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Hexenkraut	<i>Circea lutetiana</i>
Riesenschwingel	<i>Festuca gigantea</i>
Waldflattergras	<i>Milium effusum</i>
Frauenfarn	<i>Athyrium filix-femina</i>

vergleichbar. Zusätzlich schwächte der enorme Raupenfraß im Sommer 1997 den Höhenzuwachs der Hainbuche. Und dennoch zeigt die Hainbuche in der Entwicklung einen Höhenzuwachs von 45 cm in 1992 auf 120 cm maximale Wuchshöhe in 2000.

In der gezäunten B-Parzelle hat der Rotbuchenjüngwuchs in den Jahren 1992–2000 von 5–6 % Deckungsgrad in 1992 auf 26 % Deckungsgrad in 2000 bei einem entsprechendem Höhenzuwachs von 50–100 cm (maximale Höhen in 1992) auf 420 cm (maximale Höhen in 2000) deutlich zugenommen. Auch die Hainbuche zeigte in der Zaunfläche deutliche Höhenzuwächse wie auch Zunahmen im Deckungsgrad. Die Eiche ist dagegen auch in der Zaunfläche mit nur zwei Exemplaren (30 cm und 40 cm Höhe) in der Verjüngung von untergeordneter Bedeutung.

Nach einer stärkeren Fruktifikation der Rotbuche in 1998 keimten im Frühjahr 1999 208 Rotbuchenkeimlinge auf 100 m² auf Parzelle 2 A.

Das Höhenwachstum der Rotbuche auf Parzelle 2 A wurde im Sommer abrupt durch das Abbrechen von drei jungen Rotbuchen der Wuchshöhen 130–220 cm – verursacht durch Rothirsch oder Damhirsch – unterbrochen. Dabei wurde der Terminaltrieb ins Maul genommen und abgebrochen.

Die krautigen Pflanzenarten sind seit 1992 in fast unveränderter Menge auf den Weiserparzellen 2 A und 2 B vertreten. Unterschiede zwischen der Zaun- und der Vergleichsfläche sind nicht erkennbar. Die Mehrzahl der krautigen Pflanzenarten werden nur wenig bis gar nicht

verbissen. Einige Arten sind stetig, jedoch nur gering verbissen (Tab. 29).

Veränderungen zeigen sich ausschließlich für den Waldmeister. Seit 1996 ist sowohl in der A- wie auch in der B-Parzelle eine Abnahme von etwa 20 % auf 10–16 % Deckungsgrad zu beobachten. Dies könnte Hinweis auf eine fortschreitende Versauerung im Oberboden sein.

Zusammenfassend lässt sich, auch unter Betrachtung des näheren Umfeldes der Weiserfläche 2, feststellen, dass die Verjüngung der Rotbuche und auch die Hainbuchenverjüngung, trotz zeitweilig starkem Verbiss, sukzessive in die zweite Baumschicht einwächst.

Hainsimsen-Buchenwald (Weiserfläche 4)

Der im Wildschutzgebiet zwar relativ häufig, aber meist nur kleinflächig vorkommende Hainsimsen-Buchenwald wird durch die Weiserfläche 4 in Abt. 627 A repräsentiert. Es handelt sich hier um eine typische, artenarme Ausbildung, ebenfalls in einer wechsellückigen, schwach stauwassergeprägten Rasenschmielen-Variante auf oligo- bis mesotrophen, mäßig basenarmen Pseudogley-Braunerde-Moderhumus-Standorten. Der ca. 180-jährige Rotbuchenbestand ist stark mit Eiche und Hainbuche durchsetzt und zeigt in den wenigen Lichtlücken eine üppige Rotbuchenverjüngung.

In der nicht gezäunten Parzelle 4 A hat sich im Kronenraum der Baumschicht seit 1992 ein Dominanzwechsel eingestellt. Hatte anfangs die Eiche noch den höheren Deckungsgrad, so ist mittlerweile die Rotbuche in der ersten Baumschicht bestandsbeherrschend, während die Hainbuche ihren Deckungsgrad in der zweiten Baumschicht leicht erhöht hat. Im Jahre 1998 wurde randlich eine Alteiche entnommen. Dadurch hat sich der seitliche Lichteinfall auf beide Parzellen der Weiserfläche erhöht.

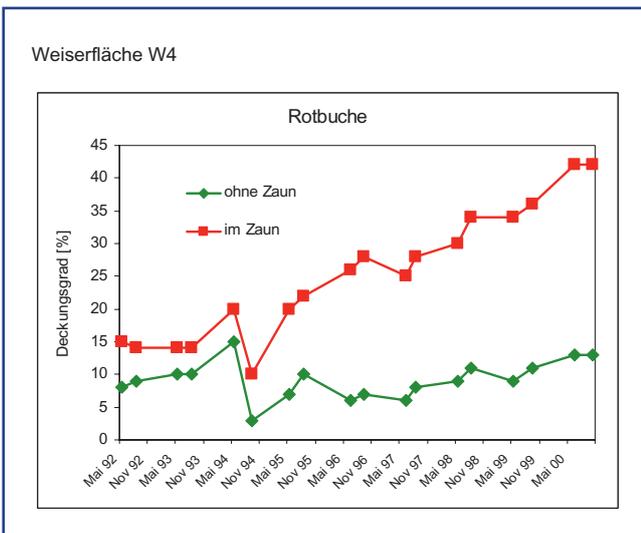
In der seit Beginn der Beobachtungen 1992 aufgrund der starken Bodenbeschattung nur spärlich entwickelten Strauch- und Krautschicht hatte nur der Rotbuchenjüngwuchs bis zum Jahr 2000 einen nennenswerten Mengenanteil und zeigte eine kontinuierliche Wuchsleistung. 1992 wies die Rotbuche einen Deckungsgrad von 8 % in der Krautschicht und eine maximale Wuchshöhe von 50 cm auf; bis zum Jahr 2000 hatte sich der Deckungsgrad einschließlich der mittlerweile ausgebildeten Strauchschicht, die inzwischen bis 300 cm erreicht hatte, auf



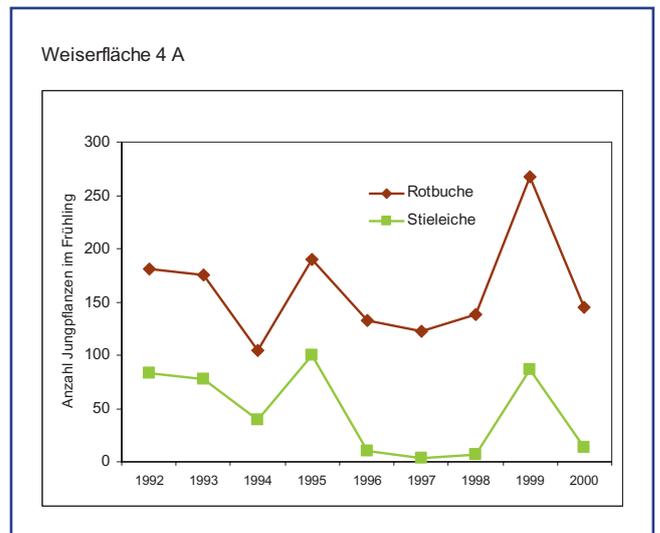
Weiserfläche 4 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Hainsimsen-Buchenwald (Aufnahme: August 1998).



Weiserfläche 4 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Hainsimsen-Buchenwald (Aufnahme: Oktober 2007).



Entwicklung des Deckungsgrades der Buchenverjüngung.



Anzahl junger Eichen und Buchen auf der nichtgezäunten Vergleichsfläche.

13 % erhöht. Die Anzahl der Rotbuchenjungpflanzen in Parzelle 4 A schwankte in den Jahren 1992 bis 2000 zwischen 105 und 190 jungen Rotbuchen im jeweiligen Spätsommer. 1999 keimten im Frühjahr 155 Rotbuchenkeimlinge auf 100 m² auf, sodass im Mai einschließlich der Keimlinge 267 junge Rotbuchen auf Parzelle 4 A gezählt wurden; die Zahl reduzierte sich bis zum September 1999 auf 164 Exemplare. Im Oktober 2000 waren schließlich insgesamt nur noch 130 junge Rotbuchen am Leben. Die Schwankungen resultierten erkennbar vor allem aus vereinzelt Bodenumbrüchen durch Wildschweine, wie z.B. 1995, oder dem Wühlen im Laub nach Bucheckern, insbesondere 1999, bei dem zahlreiche Keimlinge (und bis zu fünfjährige Rotbuchen) entwurzelt wurden und vertrockneten.

Noch stärkere Schwankungen waren beim Eichenjungwuchs zu beobachten. Nach einer stärkeren Fruktifikation der Eiche in 1993 wurden im September 1994 712 junge Eichen auf 100 m² gezählt, davon waren bis 1997 nur noch 15 Exemplare am Leben. Im Mai 1999 zeigten sich nach einer erneuten Eichelmast 86 junge Eichen. Im Oktober 2000 wurden noch lediglich acht Exemplare gezählt. Ursache des Rückgangs ist vor allem die sehr schattige Bestandssituation.

Die starke Beschattung beeinflusste gleichermaßen die junge Hainbuche. Im Frühjahr 1997 keimten 163 Hainbuchenpflanzen in der vorher fast hainbuchenfreien Parzelle. Im Spätsommer 1998 waren lediglich noch 17 Exemplare am Leben. Bis zum Oktober 2000 hatte sich die Zahl auf zwei Exemplare reduziert.

Der Leittriebverbiss der Rotbuche lag im Winter 1991/92 bei 14%, zudem zeigte sich an 11% der Rotbuchen Seitentriebverbiss. Im Winter 1992/93 lag der Leittriebverbiss bei 17%, der des Seitentriebes bei 15%. Im Winter 1993/94 stieg der Leittriebverbiss auf 24%. Im Winter 1994/95 war ebenso wie im Sommer 1995 schließlich an keiner Buche mehr Leittriebverbiss festzustellen. In den Folgejahren von 1996 bis 2000 wurden lediglich noch einzelne Rotbuchen verbissen (Winter- wie Sommersverbiss \pm 2% Leittriebverbiss). Der Seitentriebverbiss ging bereits 1995 auf Null zurück. Der Leittriebverbiss im Sommer hatte bis dahin in keinem Jahr 10% überschritten.

Der Leittriebverbiss der Eiche war mit 68 % im Winter 1991/92 und 50 % im Winter 1992/93 erheblich. Der Sommersverbiss lag auf vergleichbarer Höhe. Seit 1994 war an der Eiche kein Verbiss mehr zu beobachten.

Die auf Parzelle 4 A nur spärlich wachsenden Kräuter und Gräser zeigten so gut wie keinen Schalenwildverbiss.

Gravierend dagegen wirkte über einige Jahre der Verbiss durch Feldhasen auf den Höhenzuwachs der jungen Gehölze. Auf keiner anderen Weiserfläche war der Einfluss von Feldhasen (und ggf. auch Mäusen) so deutlich erkennbar wie in diesem schattigen und daher insgesamt sehr nahrungsarmen Bestand des Hainsimsen-Buchenwaldes. In den Jahren



Unter den schattigen Bestandsverhältnissen in Weiserfläche 4 im Hainsimsen-Buchenwald wurde der spärliche Buchenjungwuchs in seinem Höhenwachstum durch Hasenverbiss über einige Jahre erheblich verzögert.

1994 bis 1996 wurden bis zu 50% der jungen Rotbuchen durch den Hasen – vor allem im Winter und Frühsommer – verbissen. Im Mai 1996 waren 66 von 133 jungen Rotbuchen mit Wuchshöhen bis 60 cm erheblich durch Hasenverbiss beeinträchtigt. 59 der 66 verbissenen Rotbuchen zeigten sehr stark zurückgebissene Leittriebe bei gleichzeitig mehrfach verbissenen Seitentrieben. Im Frühjahr 1997 umfasste der auf Hasen zurückzuführende Leittriebverbiss an Rotbuchen 20%. In den Jahren 1998 bis 2000 verursachte der Hasenverbiss weiterhin Leittriebverluste an 5–15% des Rotbuchenjungwuchses. Nach dem Verbiss war häufig das Vertrocknen des verletzten Terminaltriebes zu beobachten, sodass die Pflanzen infolge der Verletzung nicht selten ein Drittel ihrer Wuchshöhe verloren.

Der Raupenfraß war in der durch Rotbuchen dominierten Weiserfläche gering. Dagegen war der Raupenfraß an jungen Eichen und Hainbuchen vor allem im Frühjahr 1997 mäßig bis stark.

Die eingezäunte Vergleichsparzelle 4 B zeigt eindrucksvoll, dass die Rotbuchenverjüngung bzw. die Entwicklung der Rotbuchenjungpflanzen auch ohne Wildverbiss – unter der Schattenwirkung des Kronendaches – nur langsam verläuft. Seit 1992 nahm der Deckungsgrad des Rotbuchenjungwuchses in der Kraut- und Strauchschicht von 13 % auf 42 % zu und wuchs von 150 cm maximaler Wuchshöhe in 1992 auf 330 cm Höhe im Jahr 2000 auf.

Die Hainbuche spielte in der Verjüngung nur eine nachrangige Rolle, zumal regelmäßiger Raupenfraß auch hier die Pflanzen schwächte. Ein Exemplar hatte im Oktober 2000 die Wuchshöhe von 80 cm erreicht.

Die Eiche war auch im Zaun im Oktober 2000 mit nur elf Keimlingen vertreten; höherwüchsige Eichen fehlten (vgl. Tab. 30).

Tabelle 30: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 4 im Hainsimsen-Buchenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
Rotbuche	102	217	24	103	6	12	1	2	0	1
Eiche	10	4	0	0	0	0	0	0	0	0

Die Brombeere nutzte innerhalb des Zaunes die wenigen vorhandenen Lichtlücken für eine geringfügige Ausbreitung (5–6% Deckungsgrad 1997 und 1998; 7–8% Deckungsgrad 1999 und 2000). Im Ergebnis ist die Brombeere in der Zaunfläche 4 B nach 9 Jahren Schalenwildausschluss deutlich stärker vertreten als in der frei zugänglichen Parzelle 4 A, in der die Brombeere regelmäßig verbissen wird.

Zusammenfassend zeigt sich, auch unter Betrachtung des weiteren Umfeldes der Weiserfläche 4, dass die weitere Entwicklung auf beiden Parzellen (A und B) in Richtung einer Stabilisierung des bestehenden Hainsimsen-Buchenwaldes verlaufen wird.

Bodensaurer Eichenmischwald (Weiserfläche 6)

Die Weiserfläche 6 in Abt. 643 repräsentiert die Entwicklung eines bodensauren Eichenmischwaldes, der im Wildschutzgebiet auf besonders stauwasser geprägten, stark versauerten Standorten kleinflächig vorkommt und daher meist in der Pfeifengras-Torfmoos-Ausbildung vorliegt.

Die (Stagnogley-)Pseudogley-Böden sind wechselfeucht bis wechsellass, oligo- bis schwach mesotroph und basenarm. Der die Weiserfläche 6 umgebende Eichenbestand ist um 170 Jahre alt. Punktuell beigemischt ist die Hainbuche, die hier an ihrer ökologischen Grenze hinsichtlich des Bodensäuregehaltes wächst.

Die Verhältnisse der Parzelle 6 A zeigen von 1992 bis 2000 starke Schwankungen in den Zahlen des Baumjungwuchses (150 bis 850 Jungpflanzen), der hier in erster Linie von der Eiche geprägt wird. Die starken Schwankungen resultierten einerseits aus dem Aufkeimen junger Eichen im Sommer 1994 (820 Eichenkeimlinge auf 100 m²) und dem sukzessiven Ausfall von Keimlingen infolge Trockenheit. Andererseits wurde durch das wiederholte, trockenheitsbedingte Absterben der Terminaltriebe junger Eichen bis in Wuchshöhen von 60 cm das totale Absterben zahlreicher Exemplare im Frühsommer suggeriert („tote“ Exemplare wurden in der Gehölzzählung nicht berücksichtigt). Im Spätsommer überraschten dann solche „toten“ Exemplare mit einem neuen Adventivtrieb.

Die Zahl junger Eichen ist dennoch insgesamt seit 1996 von 440 auf 150 Exemplare zurückgegangen.

Dahingegen hat seit 1995 der Hainbuchenjungwuchs auf 23 Exemplare zugenommen.

Die Rotbuche ist mit lediglich fünf Exemplaren an der Gehölzverjüngung beteiligt. In ihrer Entwicklung bis zum Jahr 2000 sind mittlerweile vier

Rotbuchen und neun Hainbuchen der Äserhöhe von 180 cm entwachsen und bilden mit maximalen Wuchshöhen von 580 cm bzw. 270 cm (gegenüber 200 cm bzw. 40 cm im Jahre 1992) die Strauchschicht.

Der mäßige bis starke, seit Jahren wiederholt auftretende Raupenfraß im Kronenraum der Eichen und meist auch in der unteren Baumschicht und Strauchschicht (die vor allem durch die Hainbuche gebildet wird) hat in der Parzelle 6 A zu besseren Lichtverhältnissen insbesondere im Frühjahr geführt. Als Reaktion auf den erhöhten Lichtgenuss zeigte sich vor allem eine Ausbreitung des Pfeifengrases. 1992 umfasste das Pfeifengras einen Deckungsgrad von 20%, in den Jahren 1996–2000 erhöhte sich der Deckungsgrad im Frühjahr auf 35–45%. In gleichem Maße erhöhte sich der Deckungsgrad des Pfeifengrases auch in der gezäunten B-Parzelle. 1998 ließ der Raupenfraß im Kronendach der Eichen deutlich nach und beschränkte sich weitgehend auf die Jungpflanzen vor allem von Eiche und zum Teil auch Hainbuche. 1999 und 2000 war wiederum ein stärkerer Fraß an Eichenjungpflanzen zu beobachten. Im Baumbestand sind mittlerweile einige der Alteichen im Absterben begriffen.

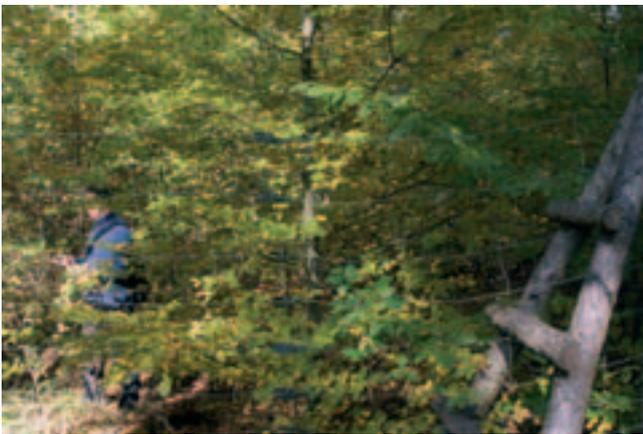
Die Verlichtung im Kronenraum der Alteichen verlief



Sehr lichter Eichenmischwald mit wüchsiger Rotbuchen- und Hainbuchenverjüngung in der Strauch- und unteren Baumschicht um Weiserfläche 6 (Aufnahme: Oktober 2007).



Weiserfläche 6 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichenmischwald Im Hintergrund der Vergleich-Parzelle ist die Zaun-Parzelle zu erkennen (Aufnahme: Mai 1999).



Weiserfläche 6 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichenmischwald (Aufnahme: Oktober 2007).

Tabelle 31: Entwicklung der Deckungsgrade in der Baumschicht und damit auch der Lichtzufuhr am Boden auf der ungezäunten und gezäunten Weiserparzelle in Weiserfläche 6 in der Waldgesellschaft des Honiggras-Eichenmischwaldes (*Holco-Quercetum*) infolge von Raupenfraß und Trockenheit

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
A-Parzelle ungezäunt	60 %	60 %	50 %	55 %	55 %	50 %	65 %	70 %	65 %
B-Parzelle Gezäunt	50 %	50 %	35 %	35 %	40 %	35 %	45 %	45 %	45 %

entsprechend der Vitalität der Exemplare kleinräumig sehr unterschiedlich. Tabelle 31 zeigt, dass die Verlichtung über der Zaunparzelle B seit 1994 um 30–35 % höher lag als in der Parzelle A.

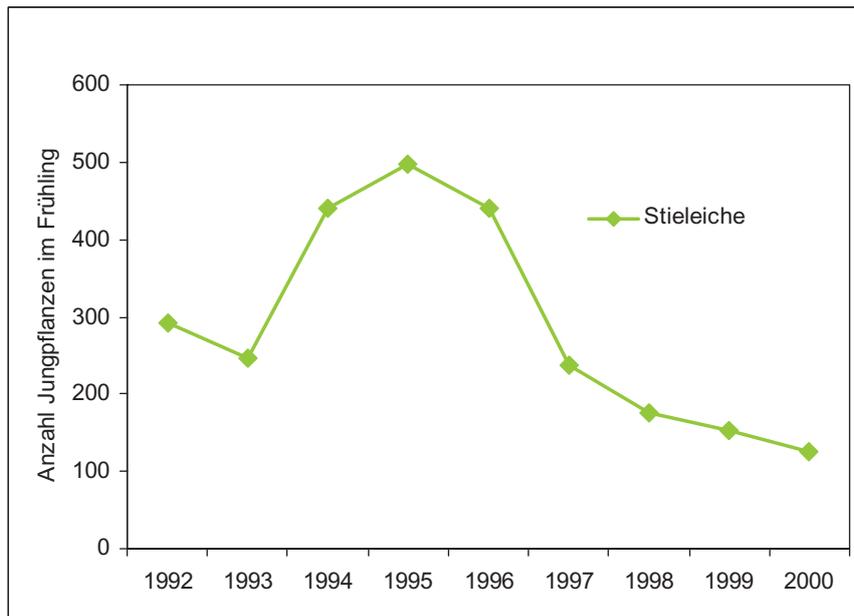
Der Höhenzuwachs des Eichenjungwuchses von 1992–2000 war in Parzelle A nur gering. Seit 1996 erreichte die Eiche immerhin maximale Wuchshöhen bis zu 70 cm, gegenüber Maximalhöhen von 45 cm in 1992, zeigte aber seit 1998 keine weiteren Höhenzuwächse mehr. In den Größenklassen von 40–60 cm konnte zwar zwischen 1996

und 1999 eine leichte Zunahme der Zahl der Jungpflanzen festgestellt werden, seit 1999 stagnierte sie allerdings wieder. Dabei hatte sich der Deckungsgrad des Eichenjungwuchses sowohl in der nichtgezäunten A-Parzelle als auch in der gezäunten B-Parzelle von 2 % in 1992 auf 5–12 % in 1996–1999 deutlich erhöht. In der B-Parzelle verblieb der Deckungsgrad in 2000 bei 8–9 %,

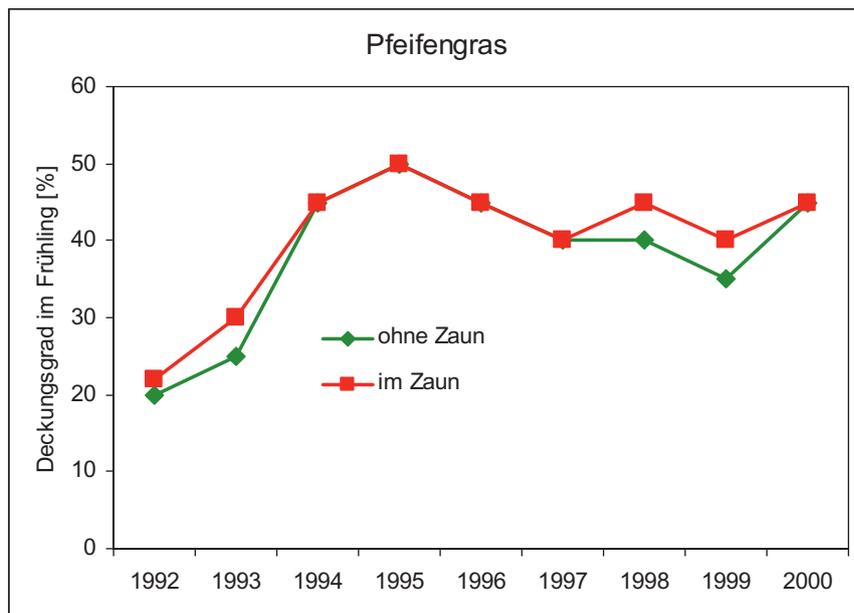
verringerte sich jedoch in der A-Parzelle wieder auf 3 % (vgl. Grafik S. 93 oben).

Das eindeutige Erkennen von Verbiss ist an der jungen Eiche sehr schwierig, da selten der Terminaltrieb abgebissen wird, dahingegen häufiger die Blätter des Terminaltriebes gerupft werden. Zudem überlagern weitere Einflüsse wie Raupenfraß, Vertrocknen der Terminaltriebe, Mehltau und Verbiss durch Mäuse und Hase den Schalenwildverbiss. Mehltaubefall in größerem Umfang im Sommer 1997 und regelmäßiges Vertrocknen von Trieben

Weiserfläche W6A



Pfeifengras



und Blättern, die im Sommer 1998 zu einem erheblichen Laubabwurf junger Eichen führte, waren dabei besonders auffällig (vgl. Kap. 4.3.1).

Der Leittriebverbiss der Eiche lag im Winter 1991/92 bei 34 % und im Winter 1992/93 bei 22 %. Der Sommerverbiss erreichte 27 % bzw. 28 %. 1994 ging der Verbiss an der Eiche gegen Null. Erst 1998 und 1999 ließ sich erneut ein Leittriebverbiss von 5 % und 8 % erkennen (Sommer wie Winterverbiss), der sich in 2000 auf 15 % erhöhte.

Die Hainbuche ist seit 1992 mit 10–25 Exemplaren in

Parzelle A vertreten. Selektiv und stark wird der Hainbuchenjungwuchs verbissen. Im Winter 1997/98 erreichte der Leittriebverbiss mit 69 % einen Maximalwert. Im selben Jahr erreichte auch der Sommerverbiss den Spitzenwert von 79 % Leittriebverbiss. Bis 2000 fiel der Leittriebverbiss leicht ab (62 % Winterverbiss und 52 % Sommerverbiss), da einige Pflanzen zwischenzeitlich dem Äser entwachsen waren. Gleichermäßen stark verbissen wurde der Hainbuchenjungwuchs auch im weiteren Umfeld der Weiserfläche.

Die wenigen krautigen Pflanzenarten in Parzelle 6 A wurden, abgesehen vom Pfeifengras (Äsungszahlen bis 2 %), gering bis nicht verbissen. Der Verbiss des Pfeifengrases konzentriert sich auf den Winter (Äsung der trockenen Blätter) und auf die hellgrünen, frisch austreibenden Blätter im April und Mai.

In der gezäunten Parzelle 6 B zeigt der Eichenjungwuchs in seiner Entwicklung bis zum Jahr 2000 einen allmählichen Anstieg der Wuchshöhen. 1996 wiesen 53 Eichen Wuchshöhen von 51–100 cm und eine Eiche eine Höhe von 101–180 cm auf. Im Jahr 2000 wurden 62 Eichen in der Höhenklasse 51–100 cm und 19 Eichen in den Höhen 101–180 cm gezählt. Angesichts der im Vergleich zur A-Parzelle günstigeren Lichtverhältnisse und des Ausschlusses von Schalenwild- und Hasenverbiss sind die Höhenwuchsleistungen

erstaunlich gering und zeigen anschaulich, dass Raupenfraß, Mehltau und Trockenschäden sich auch ohne Wildverbiss unter sonst günstigen Verhältnissen stark beeinträchtigend auf den Eichenjungwuchs auswirken können.

Die Hainbuche hat sich unter Ausschluss von Verbiss in der B-Parzelle seit 1992 von 2 % Deckung auf 18 % Deckung in der Strauchschicht und Krautschicht erheblich ausbreiten können. 1997 beeinträchtigte der starke Raupenfraß an den Blättern Deckungsgrad und Höhenwachstum. In der Folge starben einige Hainbuchen ab,

Weiserfläche W6

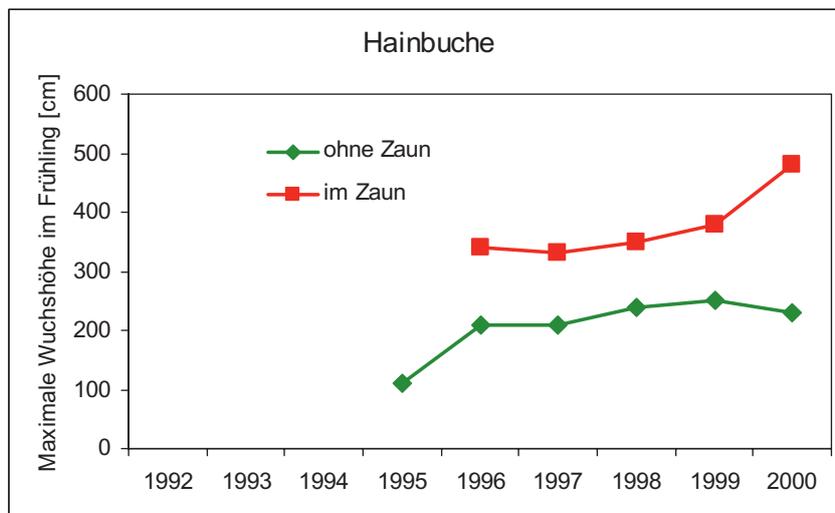
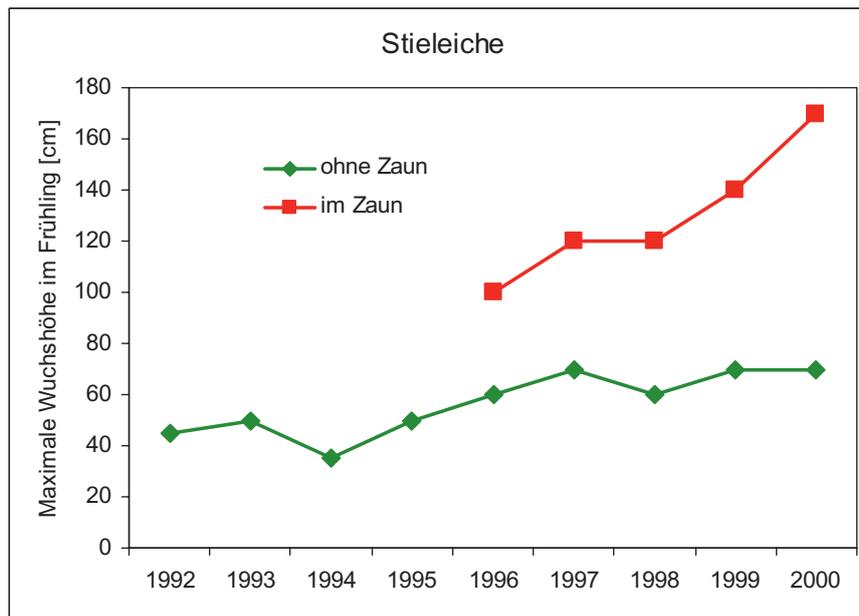


Tabelle 32: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 6 im bodensauren Eichenmischwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	11	6	5	0	6	6	0	7	1	10
Rotbuche	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0
Eiche	434	210	7	48	0	3	0	0	0	0

andere bildeten neue Seitentriebe. Die Höhenentwicklung des Jungwuchses verlief trotz des seit Jahren hohen Lichtgenusses nur langsam, jedoch stetig. Mittlerweile erreicht die Hainbuche eine maximale Wuchshöhe von 550 cm. Zu beachten bleibt, dass die Hainbuche auf dem hier ausgesprochen bodensauren Standort an der Grenze ihrer ökologischen Standortamplitude wächst.

Zusammenfassend zeigt sich, unter Berücksichtigung des weiteren Umfeldes der Weiserfläche und trotz der nur geringen Höhenzuwächse der Eiche in Parzelle 6 A, dass die Eiche im Bestand flächendeckend in der Verjüngung vertreten ist. Bei ausreichendem Lichtgenuss wächst die Eiche vereinzelt in die Strauch- und Baumschicht auf.

Der starke und selektive Verbiss der Hainbuche auf dem artenarmen, bodensauren Eichenmischwaldstandort weist darauf hin, dass der entscheidende begrenzende Faktor für die Ausbreitung der Hainbuche (und anderen relativen „Basenzeigern“) auf stark sauren Böden im Wildschutzgebiet Kranichstein vielfach der Wildverbiss ist. Dies betrifft damit auch die flächenhafte Abgrenzung des bodensauren Eichenwaldes vom Eichen-Hainbuchenwald: Bei nachlassendem Wildverbiss wandelt sich die Vegetationszusammensetzung infolge der Wiederausbreitung der Basenzeiger einschließlich der Hainbuche vom *Holco-Quercetum* hin zum *Stellario-Carpinetum*. Das Areal des Eichen-Hainbuchenwaldes vergrößert sich somit auf Kosten des bodensauren Eichenwaldes, eine zwischen 1992 und 2000 erkennbare Tendenz im Gebiet.



Während die Hainbuche im Höhenwachstum durch Wildverbiss verzögert wird, wächst die Rotbuche unverbissen rasch in die Höhe. Aspekt aus dem Umfeld der Weiserfläche 6 (Aufnahme: Oktober 2007).

Kleines Bild:
Durch Trockenis geschädigter Terminaltrieb einer jungen Eiche auf der Vergleichsfläche 6 A (Aufnahme: August 1998).



Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Weiserflächen 1, 3, 8; Transekte 2, 6)

Die dominierende Waldgesellschaft im Wildschutzgebiet Kranichstein ist der großflächig verbreitete Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, der vor allem aus der langjährigen Förderung der Eiche resultiert und vielfach auf potenziellen Standorten des Hainsimsen-Buchenwaldes wächst. Aufgrund seiner räumlich ausgedehnten Verbreitung ist der Eichen-Hainbuchenwald durch drei Weiserflächenpaare repräsentiert. Während die Weiserfläche 1 durch den wechselfrischen, zum Hainsimsen-Buchenwald überleitenden Flügel gekennzeichnet ist, ist die Weiserfläche 3

ein Beispiel für die typischen artenarmen, bodensauren Ausbildungen des Eichen-Hainbuchenwaldes im Gebiet. Weiserfläche 8 sowie die beiden Transekte T 2 und T 6 schließlich repräsentieren mit der Waldziest-Ausbildung den im Gebiet selteneren basiklinen, artenreichen Flügel des Eichen-Hainbuchenwaldes.

Weiserfläche 1 in Abt. 622 A mit der bodensauren Hainsimsen-Ausbildung (Karte 1 Kap. 3) ist durch wechselfrische, mesotrophe, mäßig basenreiche Pseudogley-Standorte gekennzeichnet. Hier wächst ein ca. 210-jähriger Eichenbestand in Durchmischung mit Rotbuche und Hainbuche. Die Weiserfläche (und hier vor allem die A-Parzelle) ist durch starken Hainbuchenjungwuchs und sich in die Höhe ausbreitende Brombeersträucher gekennzeichnet. Die milden Winter der Jahre 1994–2000 (ausgenommen der Winter 1996/1997) und das durch Raupenfraß in einigen Frühjahren stark verlichtete Kronendach ermöglichte vor allem in der A-Parzelle die Ausbreitung der Brombeere, die mittlerweile bis 200 cm Höhe erreicht und den dort im Unterstand wachsenden Hainbuchenjungwuchs vor Verbiss weitgehend schützt. Obwohl die Brombeere im kalten Winter 1996/97 stark zurückfror, erreichte sie im darauffolgenden Sommer wie auch im Sommer 1998 die bislang höchsten Mengenanteile (30–35 % in der Strauchschicht, dazu weitere 15 % in der Krautschicht unter 100 cm Höhe.). Ursache hierfür war die zunehmende Kronenverlichtung vor allem der Eiche, wahrscheinlich unterstützt von der Eutrophierung über Lufterträge. Die in den Jahren 1999 und 2000 erneut zunehmende Belaubung des Kronendaches verringerte den Mengenanteil der Brombeere auf 25 % in der Strauchschicht und 8–12 % in der Krautschicht.

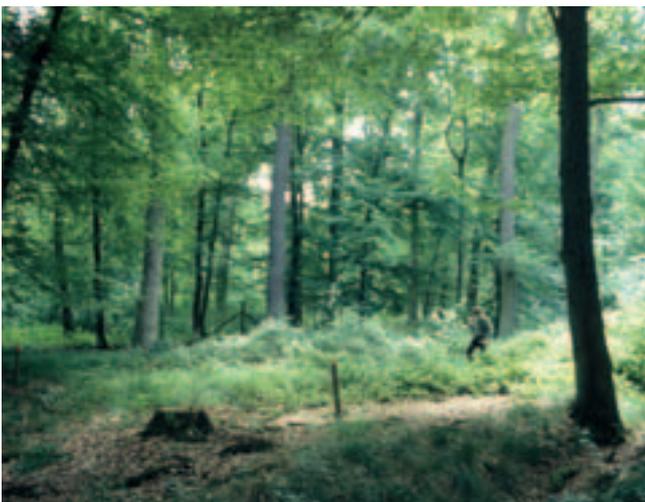
Die mäßig artenreiche Krautschicht wird von 29 Arten gebildet. Die Deckungsgrade in der Krautschicht haben



Vergleich-Parzelle von Weiserfläche 1 im Mai 1996 und im Mai 1998.



Vergleich-Parzelle von Weiserfläche 1 und Zaun-Parzelle von Weiserfläche 1 im Oktober 2007.

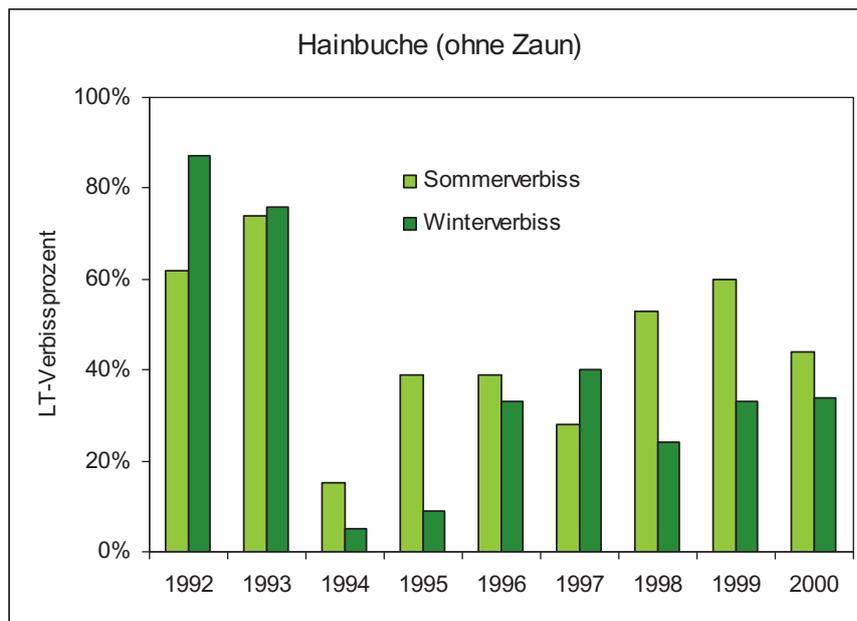
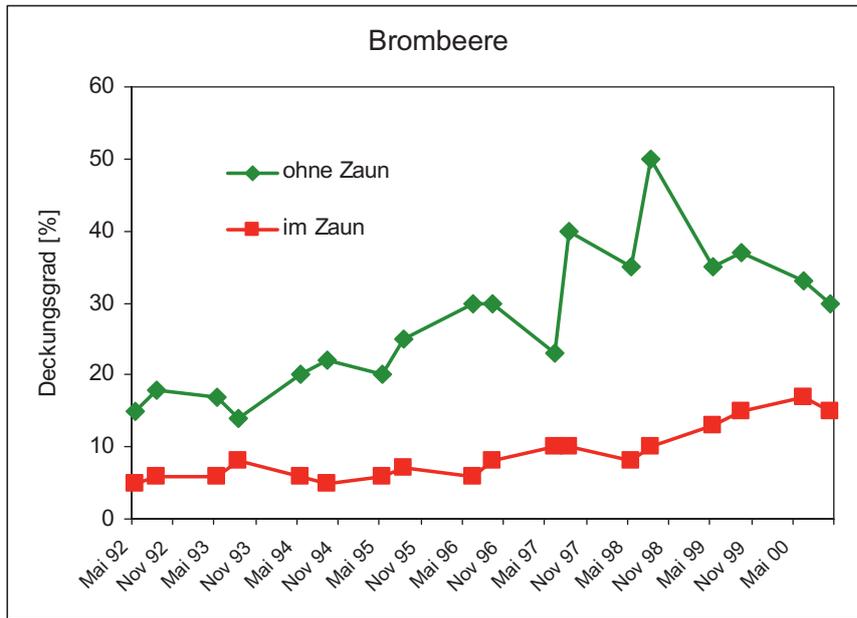


Weiserfläche 1 im Eichen-Hainbuchenwald. Im Vordergrund befindet sich die Vergleich-Parzelle, die Zaun-Parzelle ist im Hintergrund zu erkennen (Aufnahme: Mai 1998).

sich seit 1992 nicht wesentlich verändert. Einzig die Feuchtheizer waren in 1997 und 1998 etwas stärker vertreten, vermutlich eine Folge der feuchteren Jahre 1996–1998. Die sickerfeuchtezeigende Winkelsegge erreichte vorübergehend 22–28 % Deckungsgrad (gegenüber 18–22 % vor 1997) und auch Flatterbinse und Rasenschmiele hatten leicht zugenommen. In 1999 und 2000 näherte sich die Winkelsegge wieder den Deckungsgraden von 1992–1995.

In der dem Wild zugänglichen A-Parzelle gab es unter den Sträuchern und Kräutern stärkeren Wildverbiss nur an der Brombeere, die in Mengenanteilen von 5–30 % im Winter und 5–35 % im Sommer verbissen wurde. Der Verbiss ist in seiner Menge beachtlich, berücksichtigt man den hohen Deckungsgrad der Brombeere in der A-Parzelle (Tab. 33). Winkelsegge (*Carex remota*) und Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) zählen neben der Brombeere zu den beliebteren Äsungspflanzen, wurden jedes Jahr jedoch nur mäßig verbissen.

Weiserfläche W1



Unter den Baumarten war vor allem die Hainbuche in den ersten Untersuchungsjahren seit 1992 erheblich verbissen. Im Mai 1992 umfasste der Leittriebverbiss 87%, im Mai 1993 noch immer 76%. 1994 und 1995 ging der Leittriebverbiss auf 5% und 9% zurück. 1996 stieg der Leittriebverbiss im Winter auf 33% an, erreichte jedoch auch in den Folgejahren bis 2000 (durchschnittlicher Winterverbiss von 33% in 1996–2000) nicht mehr das hohe Niveau der Jahre 1992 und 1993. Im Durchschnitt der Jahre 1996 bis 2000 hatte sich der Winterverbiss gegenüber 1992 und 1993 mit 33% Leittriebverbiss mehr als halbiert.

Der Sommerverbiss zeigte einen ähnlichen Verlauf,

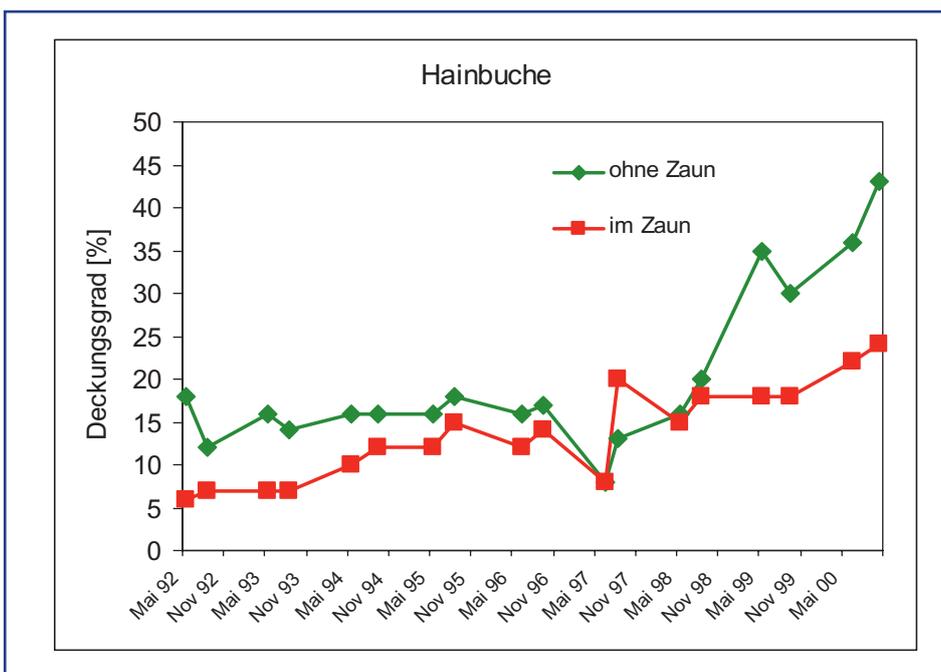
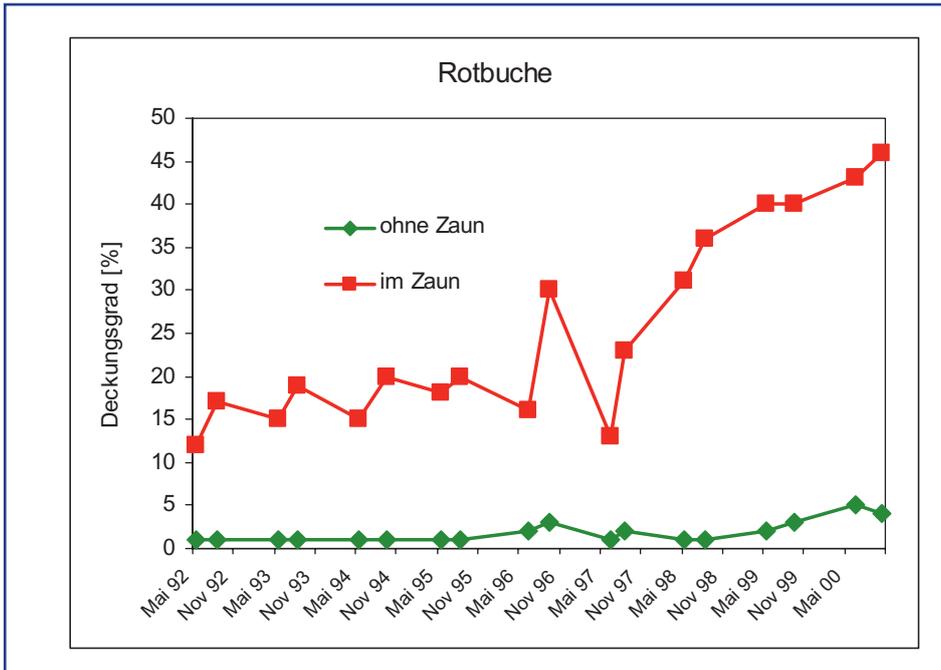
erlebte jedoch nicht die starken Rückgänge im Leittriebverbiss in 1994 und 1995. 1992 und 1993 lag der Sommerverbiss im September bei 62% und 74%, fiel 1994 auf 15% und lag von 1995–1997 bei 35%. In den Jahren 1998 bis 2000 stieg die Zahl der im Sommer verbissenen Leittriebe auf 52%.

Die Eiche umfasste in keinem Jahr mehr als 30 Exemplare (die Mehrzahl davon waren Keimlinge) bei maximalen Wuchshöhen von 50 cm. Auf der gezäunten B-Parzelle lagen die Zahlen noch geringer (siehe unten). Im Mai 1992 lag der Leittriebverbiss bei 68%, sank 1993 auf 34% und ging in den Jahren 1994 bis 1999 gegen Null. Erst im Mai 2000 war ein neuerlicher Leittriebverbiss von 13% zu beobachten.

Raupenfraß beeinträchtigte vor allem in den Jahren 1995, 1996 und 1997 die Entwicklung der Eiche und vor allem der Hainbuche. Dabei kam es zu Blattverlusten bis zu 50% und einem fast völligen Kahlfraß des Hainbuchen- und Eichenjungwuchses in 1997. Der Verbiss durch Mäuse an Hainbuchen bis zu Wuchshöhen von 30 cm war darüber hinaus in einigen Jahren erheblich. 1997 wurde die Hainbuche zudem durch Spätfröste beeinträchtigt.

Das Verjüngungsbild in der gezäunten Parzelle 1 B ist gleichermaßen wie in der A-Parzelle durch einen vitalen Rotbuchen- und Hainbuchenjungwuchs geprägt.

In der zweiten Baumschicht hat die Hainbuche ihren Deckungsgrad im Laufe der Jahre von 50% (1992) auf 70% (2000) gesteigert. Während 1992 eine Strauchschicht fehlte, dominierte die Rotbuche mit 35% Deckung (gegenüber der Hainbuche mit 15% Deckung) neun Jahre später die Strauchschicht. Aufgrund der gewachsenen Beschattung durch die zweite Baumschicht hat sich die Rotbuche gegenüber der Hainbuche durchgesetzt. 1992 zeigten beide Arten noch vergleichbare Deckungsgrade (Rotbuche 8%, Hainbuche 6%). Die maximale Wuchshöhe der Rotbuche erreichte im Spätsommer 2000 380 cm, die der Hainbuche 290 cm.

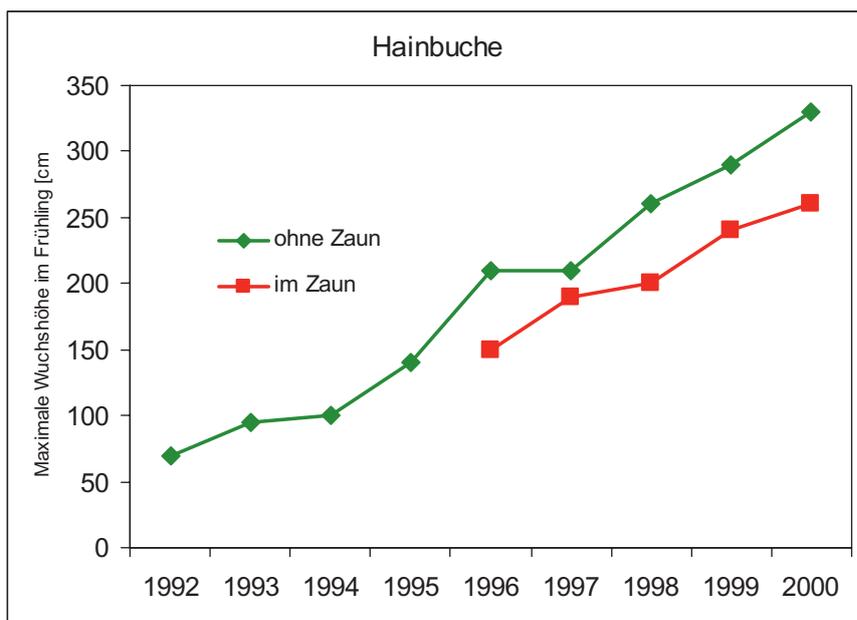
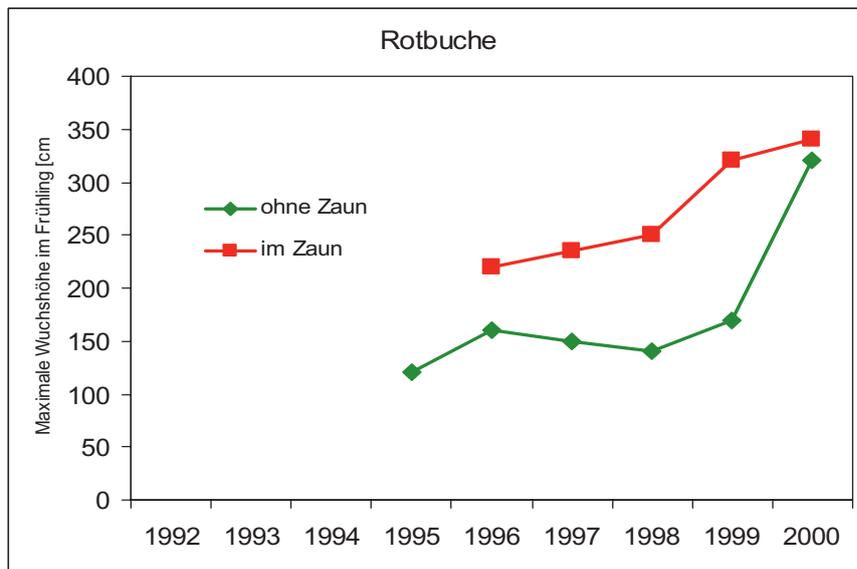


Trockenheit und Raupenfraß beeinflussten den Jungwuchs auch in der Zaunfläche. Durch eine Überlagerung von Trockenheit und Raupenfraß starben 1998 15 Hainbuchen und drei Rotbuchen, die bereits Wuchshöhen von 30–80 cm erreicht hatten, ab. 1999 überlebten 72 von 217 Rotbuchenkeimlingen sowie 36 von 129 Hainbuchenkeimlingen den trockenen Sommer nicht. Die Eiche ist nach neun Jahren Zaunschutz im Spätsommer 2000 mit nur einem Exemplar von 30 cm Höhe von untergeordneter Bedeutung in der natürlichen Verjüngungsdynamik der Waldgesellschaft. Ähnlich gering ist die Bedeutung der Eiche auf der ungezäunten A-Parzelle mit sechs Exemplaren (plus zwölf Keimlinge) bei einer maximalen Wuchshöhe von 50 cm (Tab. 35).

Zusammenfassend zeigt die Gehölzentwicklung in Parzelle 1 A eine deutliche Dominanz der Hainbuche sowohl in der Kraut- als auch in der Strauch- und zweiten Baumschicht. Die zweite Baumschicht wurde im Jahr 2000 allein von der Hainbuche bei einem Deckungsgrad von 35% geprägt. Während 1992 noch keine Gehölze in der Strauchschicht vorhanden waren (Definition der Strauchschicht: Gehölze mit Wuchshöhen über 100 cm), dominierte die Hainbuche in der Krautschicht mit einem Deckungsgrad von 18% gegenüber der Rotbuche mit 1% Deckung. Neun Jahre später war die Hainbuche mit einem Deckungsgrad von 20% in der Strauchschicht vertreten und bedeckte 16% der Krautschicht. Seit 1992 steigerte sich die maximale Wuchshöhe trotz phasenweise erheblichem Wildverbiss im Schutz der Brombeerhecken von 50 cm auf 360 cm; die Zahl der Hain-

Der Wildverbiss an der Brombeere ist im Sommer wie im Winter beachtlich. Aspekt der Vergleich-Parzelle 1 B im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Juni 2000).

Weiserfläche W1



buchen hat sich von 250 auf 450 Exemplare erhöht, wobei in 2000 100 Exemplare in Wuchshöhen von 101–180 cm und 17 Exemplare in Höhen > 180 cm wuchsen. Die außerhalb der Brombeersträucher wachsenden dichten Herden des Hainbuchenjungwuchses dagegen unterlagen einem regelmäßigen und intensivem Verbiss bei Pflanzenhöhen von 60–100 cm (Tab. 34).

Die seit Beginn der Untersuchungen in 1992 mit nur wenigen Exemplaren vertretene Rotbuche war nur sporadisch durch Wildverbiss beeinträchtigt und erreichte eine Bestandszunahme in der Krautschicht und Strauchschicht von 1% (1992) auf 5% Deckungsgrad (2000). Die maximale Wuchshöhe der Rotbuche hat sich seit 1992 von 20 cm auf 330 cm (bei insgesamt sechs Rotbuchen) gesteigert.

Die Ergebnisse der Weiserfläche 1 deuten darauf hin, dass sich der zur Zeit noch vorhandene Eichen-Hainbuchenwald langfristig zu einem Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald mit Eiche und Hainbuche, der hier als potenziell natürliche Vegetation aufzufassen ist, weiter entwickeln wird.

Mit der Weiserfläche 3 in Abt. 625 A wurde ein weiteres Weiserflächenpaar in der Waldgesellschaft des Eichen-Hainbuchenwaldes installiert. Der Bestandstyp

ist ein ca. 120-jähriger Eichenwald mit Hainbuchen, der zur bodensauren Hainsimsen-Ausbildung gehört und als Pfeifengras-Variante etwas nährstoffärmer als der Standort der Weiserfläche 1 einzustufen ist. Der Bestand wächst auf wechselfeuchten, mesotrophen, mäßig basenreichen Pseudogley-Standorten. Der seit Jahren starke

Das Höhenwachstum der Hainbuche ist durch Wildverbiss flächenweise verzögert. Aspekt um Weiserfläche 1 im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: September 1999).

Raupenfraß im Kronenraum der Eiche hat auf beiden Parzellen zu besseren Lichtverhältnissen und damit zu einer wesentlich dichteren Krautschicht geführt: Relativ lichtliebende Arten wie Pfeifengras, Weiches Honiggras und die beiden Straußgrasarten haben sich ausgebreitet und aufgrund der besseren Wasserversorgung in Mul-

denlage auch die trockenen Sommer 1997 und 1998 ohne Veränderungen überstanden.

Die Gehölzverjüngung in der nicht gezäunten A-Parzelle war 1992 durch Hainbuchen und Eichen geprägt. Im Mai 1992 wurden 33 Hainbuchen, 152 Eichen und sieben Rotbuchen gezählt. Die Mehrzahl der Eichen waren

Keimlinge, zehn mehrjährige Eichen zeigten Wuchshöhen bis zu 50 cm. Die 33 Hainbuchen waren mehrjährig und erreichten Wuchshöhen bis 50 cm, ein Exemplar war 75 cm hoch. In der weiteren Entwicklung bis 1995 kam es zu einem erheblichen Rückgang des Baumjungwuchses. Im Mai 1996 fand sich keine einzige junge Eiche mehr. Die Zahl der Hainbuchen war auf 44 leicht gestiegen, jedoch zeigte sich gegenüber 1992 keine Veränderung in den Wuchshöhen.

Im September 1999 wurde nach der Eichenfruktifikation im Jahr 1998 erneut 142 Eichenkeimlinge gezählt. Das Bodenwühlen der Wildschweine reduzierte die Zahl bis zum Oktober 2000 auf nur noch 30 Exemplare. Wie auch in Parzelle 6 A galt die Suche der Wildschweine vorwiegend den Eicheln, und auch hier wurden die Eicheln bereits ausgekeimter Pflanzen gefressen. Im Oktober 2000 war die Zahl der Hainbuchen auf 24 Exemplare zurückgegangen. Die

Tabelle 33: Sommer- und Winterverbiss der Brombeere in der Weiserparzelle 1 A (Stellario-Carpinetum luzuletosum). Der Verbiss ist als prozentualer Wert der Menge oberirdischer Pflanzenmasse angegeben

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Sommerverbiss	40 %	40 %	20 %	5 %	30 %	10 %	30 %	35 %	30 %
Winterverbiss	20 %	25 %	15 %	5 %	5 %	30 %	5 %	10 %	10 %

Tabelle 34: Leittriebverbiss der Hainbuche im Sommer und Winter in der Weiserparzelle 1 A (Stellario-Carpinetum luzuletosum)

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Sommerverbiss	62 %	74 %	15 %	39 %	39 %	28 %	53 %	60 %	44 %
Winterverbiss	87 %	76 %	5 %	9 %	33 %	40 %	24 %	33 %	34 %

Tabelle 35: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 1 im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Baumarten	Wuchshöhen der Gehölzverjüngung									
	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	224	78	125	41	33	43	10	2	2	0
Rotbuche	3	47	4	47	0	20	1	6	0	4
Eiche	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Vogelbeere	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0



Weiserfläche 3 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Mai 1999).



Weiserfläche 3: Aspekt der Zaun-Parzelle im Mai 1999 und im Mai 2000.



Weiserfläche 3: (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Oktober 2007).

Wuchshöhen hatten 50 cm noch immer nicht überschritten; allein ein Exemplar maß mittlerweile 140 cm.

Die Rotbuche verzeichnete als einzige Baumart einen Höhenzuwachs. 1994 zeigten vier der sieben Rotbuchen bereits Wuchshöhen von 55 cm, 90 cm, 145 cm und 150 cm. Sechs Jahre später lebten noch fünf Rotbuchen; vier Exemplare hatten im Oktober 2000 Wuchshöhen von > 100 cm erreicht und maßen 180 cm, 230 cm, 270 cm und 280 cm.

Der Gehölzverbiss war nahezu über alle Jahre erheblich. Im Mai 1992 zeigten 81 % der Hainbuchen und 91 % der Eichen Leittriebverbiss. Im Mai 1993 lag der Leittriebverbiss bei der Hainbuche bei 61%, bei der Eiche bei 97%. Der Sommerverbiss an beiden Baumarten war ähnlich hoch. 1994 fiel der Leittriebverbiss von Eiche und Hainbuche unter 5%, die Rotbuche war gänzlich ohne Leittriebverbiss; 1995 stieg der Leittriebverbiss der Hainbuche auf 23%, Rotbuche und Eiche blieben weiterhin ohne Leittriebverbiss. 1996 stieg der Leittriebverbiss der Hainbuche auf 68%, der der Rotbuche auf 71%,

Eichenverjüngung gab es nicht mehr. 1997 wurde der Verbiss durch Raupenfraß überlagert: 19 Hainbuchen, zwei Rotbuchen und vier Vogelkirschen waren kahlgefressen. 1999 waren alle Hainbuchen erheblich durch Mäuse geschädigt oder durch Schalenwild verbissen. Im Oktober 2000 waren erneut alle Hainbuchen zu 100 % verbissen. Die Hainbuche ist in dieser Parzelle wie auch im weiteren Umfeld die weitaus beliebteste Äsungspflanze und wird intensiv verbissen. Daneben werden auch Brombeere und Schlehe stark und selektiv verbissen (gefressene Mengenteile 30–40 % im Sommer 1999 und 2000).

Der Verbiss an krautigen Arten in Parzelle 3 A erschien über alle Jahre auch bei exakter Beobachtung der Pflanzen nur gering bis mäßig. Erkennbar war Verbiss lediglich an der Großen Sternmiere, dem Ruchgras, dem Roten Straußgras, dem Buschwindröschen, der Brennnessel und dem Pfeifengras. Erst im Vergleich mit der Entwicklung der Bodenvegetation in der Zaunfläche wurde der Wildverbiss offensichtlich. In Parzelle 3 B haben sich Rotes

Straußgras und Buschwindröschen im Vergleich zu 3 A deutlich stärker ausbreiten können (Deckungsgrade von 8 % und 15 % (2000) gegenüber 2 % und 12 % (1992), sodass eine stärkerer Wildverbiss beider Arten angenommen werden muss. Insbesondere bei ausläuferartig wachsenden Pflanzen ist der mengenmäßige Verbiss ohne vergleichende Zaunfläche nur schwer zu erkennen.

Das regelmäßige Wühlen von Wildschweinen in Parzelle 3 A führte unter dem Einfluss einer hohen Bodenfeuchte zu einer temporär starken Ausbreitung ausläufertreibender Gräser wie Hundsstraußgras und Weichem Honiggras. Im Sommer 1996 und im Sommer 1999 waren etwa 15 % der Parzelle 3 A durchwühlt, im Frühsommer 2000 erreichte die durchwühlte Streuauflage sogar 25 % der Fläche.

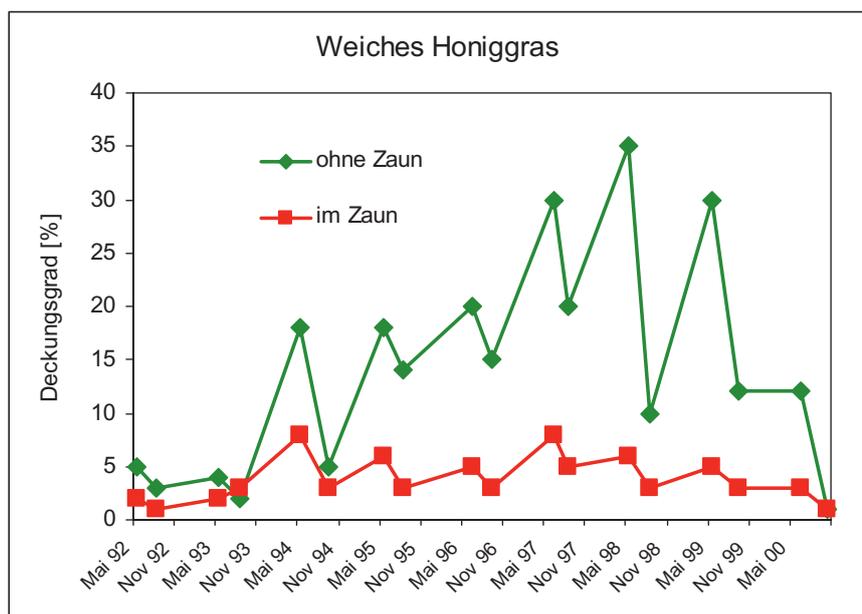
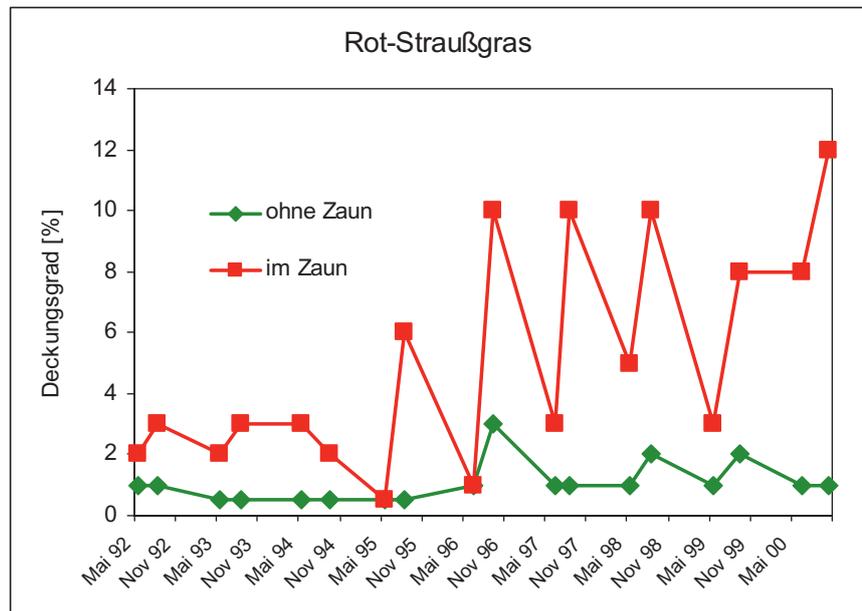
Der Raupenfraß war im Frühjahr 1997 so stark, dass sämtliche Baumarten in den beiden Parzellen wie auch im näheren Umfeld fast völlig kahlgefressen waren und eine Verbissaufnahme nicht möglich war. In den Jahren davor und danach war der Raupenfraß meist nur mäßig und konzentrierte sich auf die Hainbuche. Im Sommer 1996 und im Frühjahr 1999 waren zudem alle 10 Hainbuchenexemplare so erheblich durch Mäuseverbiss beeinträchtigt, dass auch hier ein möglicher zusätzlicher Wildverbiss nicht erkennbar war. Im Spätsommer 2000 schließlich waren 23 von 91 jungen Eichen durch Raupen kahlgefressen.

An dieser Stelle sei noch eine besondere Beobachtung erwähnt: Am 25.05.1994 entdeckten wir während der Vegetationsaufnahmen auf der ungezäunten A-Parzelle ein wenige Tage altes Rothirschkalb. Das Kalb lag zwischen den Pfeifengrashorsten inmitten der Weiserfläche. Wir arbeiteten bereits 20 Minuten auf der Parzelle (100 m²), bevor wir das reglos und flach am Boden liegende Kalb bemerkten. Nach insgesamt 30 Minuten

waren die Aufnahmen abgeschlossen, wir verließen die A-Parzelle, ohne dass sich das Kalb bis dahin bewegt hatte. Das Kalb lag auch nach Abschluss der Arbeiten auf der 80 m entfernten B-Parzelle noch immer am selben Ort in der A-Parzelle.

In der gezäunten Vergleichsparzelle 3 B ist die Hainbuche in der Gehölzverjüngung mit Abstand die dominante Baumart. Im Oktober 2000 wurden 38 Exemplare gezählt, von denen zehn Exemplare Höhen von 101–180 cm aufwiesen und 17 Exemplare > 180 cm waren. Die maximale Wuchshöhe lag bei 320 cm.

Weiserfläche W3

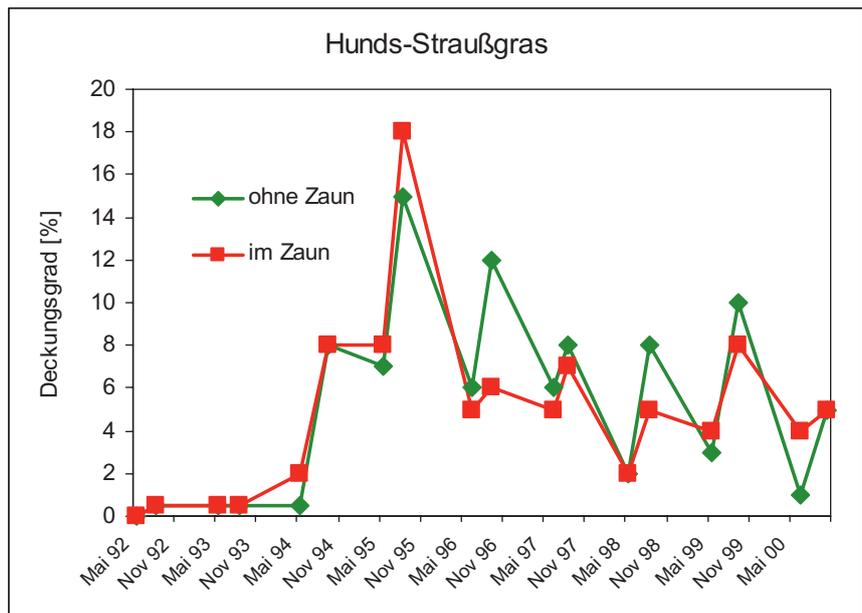
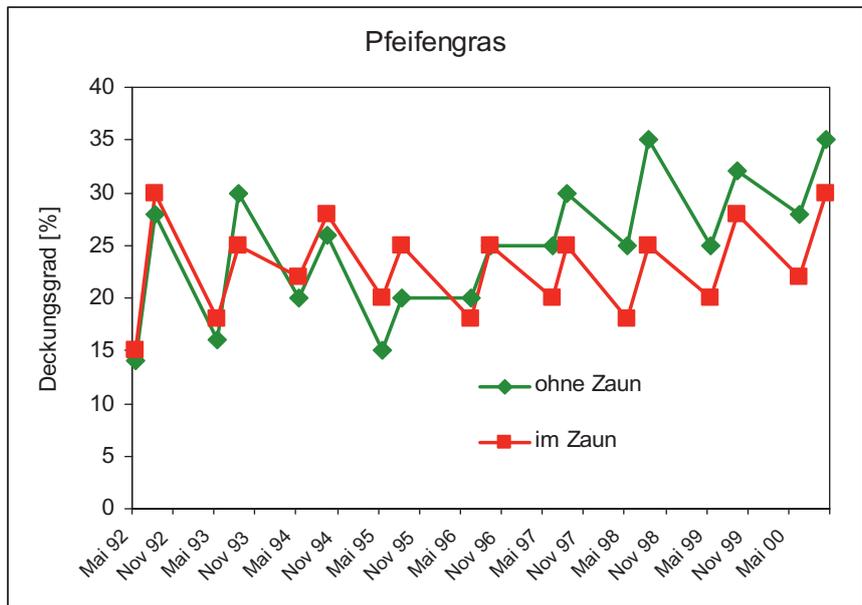


Die Rotbuche war im Oktober 2000 mit nur noch drei Exemplaren in Wuchshöhen von 190 cm, 370 cm und 460 cm vertreten. Dabei zeigte die Rotbuche auf dem zeitweilig staunassen Boden seit 1996 einen stetigen, aber mit 40–60 % relativ geringen Höhenzuwachs.

Der Eichenjungwuchs ist auch im Zaun in nur geringen Wuchshöhen vertreten und seit 1992 stark zurückgegangen (von ca. 7–8 % auf 2–4 % Deckungsgrad im Herbst 2000). In den Jahren 1997 und 1998 wurden nur noch 22 bzw. 24 junge Eichen bis maximal 50 cm Wuchshöhe gezählt. Nach der Fruktifikation der Eiche in 1998 und 1999 erhöhte sich die Zahl junger Eichen durch zahlreiche Keimlinge auf 150 Exemplare im Mai 2000. Fünf Monate später, im Oktober 2000, waren 70 Jungpflanzen vertrocknet oder von Raupen und Mäusen gefressen. Innerhalb von neun Jahren hat die Eiche einen geringfügigen Höhenzuwachs von maximal 40 cm in 1992 auf 60 cm maximale Wuchshöhe in 2000 erreicht. Trotz des Schalenwildausschlusses in Parzelle 3 B behindern Raupenfraß und Trockenheit (Vertrocknung der Terminaltriebe) den Eichenjungwuchs in seiner Entwicklung erheblich.

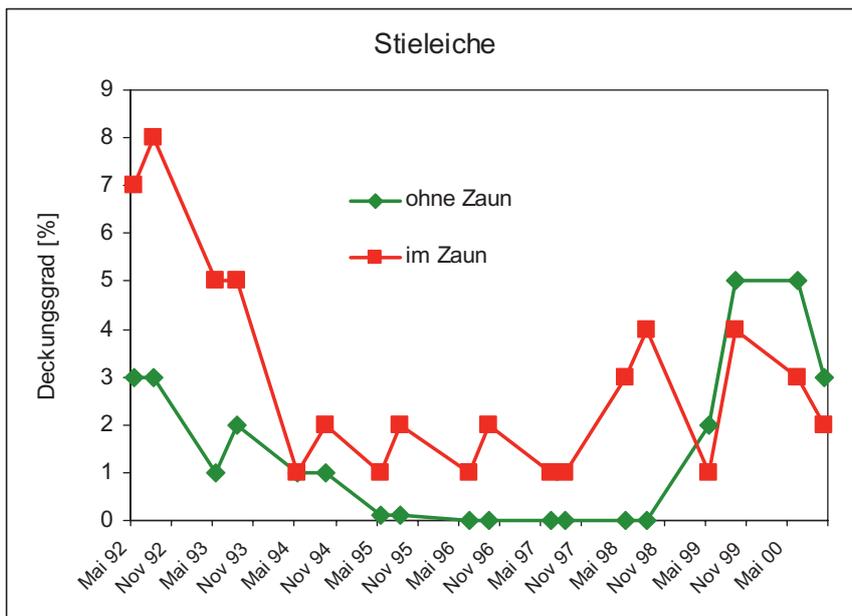
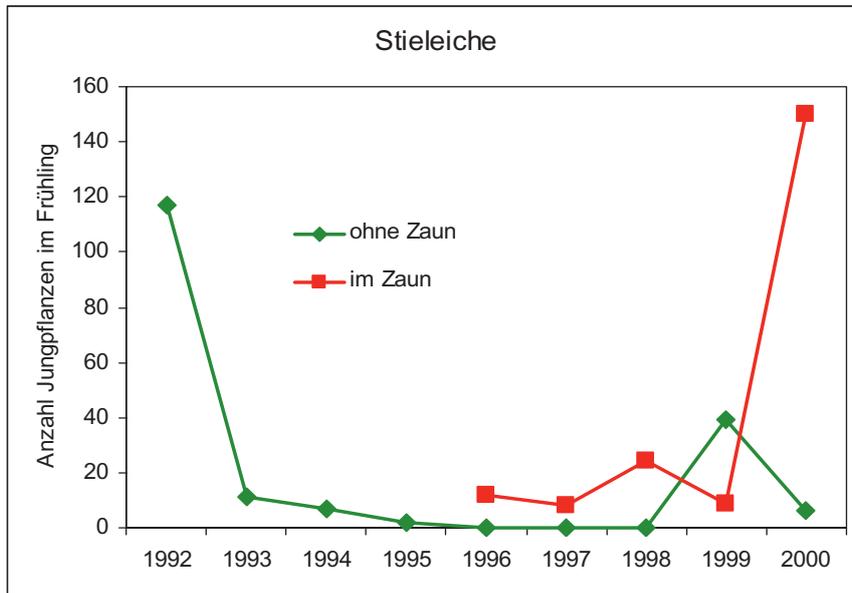
Der Vergleich der Gehölzentwicklung in A- und B-Parzelle zeigt insbesondere für die Hainbuche sehr deutlich, dass der Schalenwildverbiss – trotz Raupenfraß und Mäuseverbiss – hier der entscheidende Einflussfaktor für die Gehölzverjüngung und -entwicklung ist. Die nur langsame Entwicklung der Eiche selbst unter günstigen Voraussetzung im Zaun (Ausschluss Schalenwild, ausreichendes Licht, günstiger

Weiserfläche W3



In der Vergleich-Parzelle von Weiserfläche 3 ruhendes Rotwildkalb (Aufnahme: Mai 1994).

Weiserfläche W3



Ausbildung einer kleinen Waldlichtung infolge Wildverbiss. Einzig die Rotbuche wächst in die Strauchschicht auf (Aufnahme: Oktober 2007).

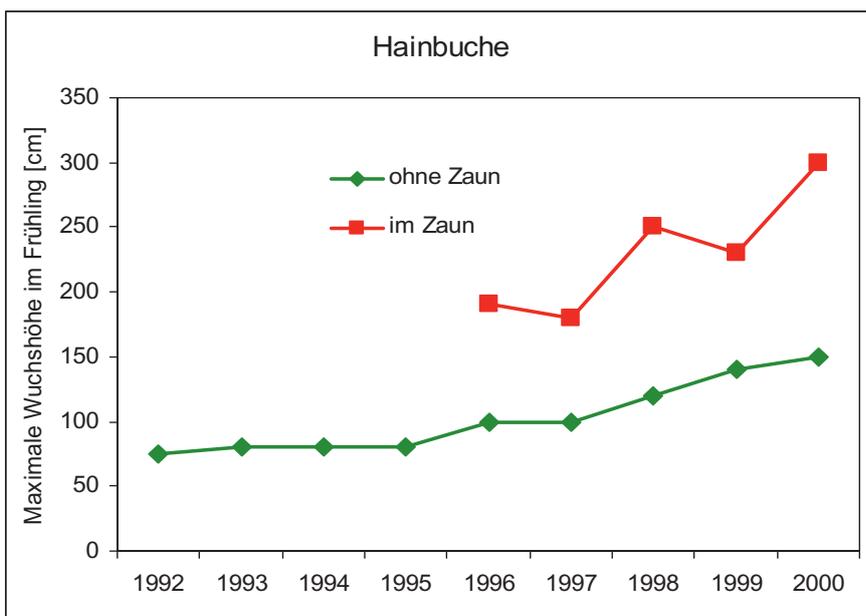
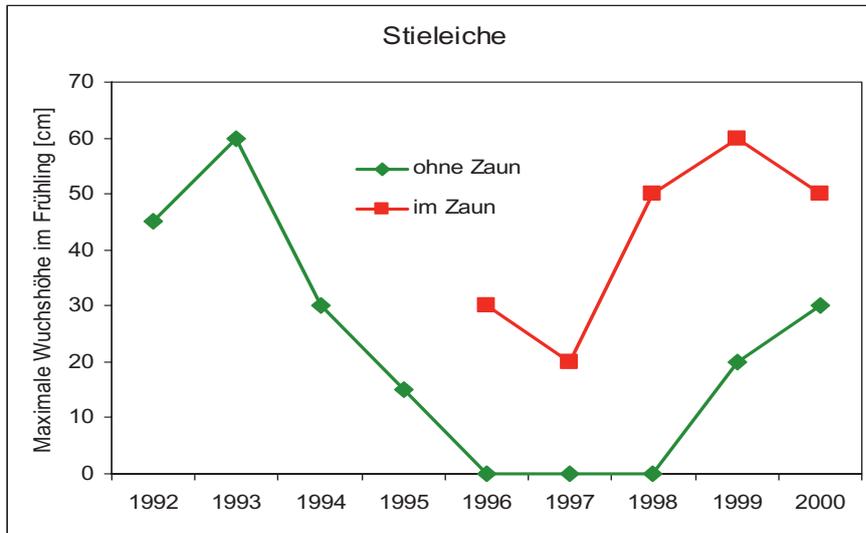


Wuchsstandort) führt auf der wildzugänglichen A-Parzelle durch Wildverbiss und Wühlen phasenweise zu einem vollständigen Ausfall der Eichenverjüngung, die sich über Fruktifikation schließlich wieder erneuert, jedoch unter den gegenwärtigen Wildbeständen über ein drei- bis fünfjähriges Existenzstadium nicht hinauskommt. Allein die Rotbuche ist mit fünf Exemplaren in neunjähriger Entwicklung der Äserhöhe entwachsen, doch wird sie aufgrund der ausgeprägten Wechselfeuchte auch unter sonst günstigsten Bedingungen langfristig vermutlich nicht zur absoluten Dominanz kommen.

Der über Jahre erhebliche Gehölzverbiss sowie die Tatsache, dass sich das Rote Straußgras innerhalb der Zaun-Parzelle stark ausbreiten konnte und der Wachtelweizen, der außerhalb des Zaunes im weiteren Umfeld wegen des selektiven Verbisses selten geworden ist, innerhalb des Zaunes aber ein seit 1992 stabiles Vorkommen zeigt, weisen auf einen Äsungsschwerpunkt des Schalenwildes im engeren Umfeld der Parzelle 3 hin, die kleinflächig eine offene Waldlichtung geschaffen hat. Bereits in 50–100 m Entfernung lässt die Verbissintensität, erkennbar an aufwachsender Gehölzverjüngung, deutlich nach.

Mit Weiserfläche 8 wurde ein drittes Weiserflächenpaar in einem Eichen-Hainbuchenwald installiert. Die Weiserfläche liegt in Abt. 650 C in einem ca. 70-jährigen Eichenbestand unweit der Rottwiese. Es handelt sich um die im Gebiet seltene und kleinflächige Waldziest-Ausbildung der Eichen-Hainbuchenwälder auf eutrophem, basenreichem Standort. Diese Ausbildung

Weiserfläche W3



beinhaltet die arten- und strukturreichsten Waldbestände des Wildschutzgebietes Kranichstein. Hainbuche, Flatterulme und Weißdorn prägen die zweite Baumschicht. Besonderes Merkmal ist die üppige Strauch- und Krautschicht, wohingegen der Baumjungwuchs eine eher untergeordnete Rolle spielt.

Sowohl die A- als auch die eingezäunte B-Parzelle haben mit neun Arten eine reichhaltige und zum Teil üppige Strauchschicht, die aus Himbeere, Brombeere, Weißdorn und Später Traubenkirsche gebildet wird und deren Zusammensetzung sich seit 1992 kaum verändert hat.

Die Gehölzverjüngung bestand 1992 ausschließlich aus 108 jungen Eichen mit einer maximalen Wuchshöhe von 35 cm. Der Wildverbiss hatte für die Eichenentwicklung eine mäßige bis nachrangige Bedeutung. Waren 1992 im Mai 27% der Leittriebe verbissen und zeigten 1993 20% der Leittriebe Winter- und Frühjahrsverbiss, so ging 1994 der Verbiss gegen Null. Die Zahl der Eichen erhöhte sich im Spätsommer durch Keimlinge auf 180 Exemplare. Trotz fehlendem Verbiss ging die Zahl junger Eichen kontinuierlich zurück. Zwischen 1997 und 2000 wurden lediglich noch maximal 18 junge Eichen gezählt. Die Eiche hatte sich innerhalb von neun Jahren nicht weiterentwickelt. Wuchsen 1992 zwölf Eichen in einer Höhe von 30–35 cm, waren es 2000 nur noch drei Eichen in dieser Höhe. Sommer-Trockenheit, Raupenfraß und das wiederholte Absterben der Leittriebe haben zusätzlich zum Wildverbiss die Eichenentwicklung seit 1992 erheblich beeinträchtigt.

1995 traten erstmals 15 junge Hainbuchen mit maximalen Wuchshöhen bis 15 cm in der A-Parzelle in Erscheinung, zudem zwei Rotbuchen mit 10 cm und 40 cm. Die beiden Rotbuchen hatten sich bis zum Herbst 2000 mit Höhen von 30 cm und 60 cm – unbeeinträchtigt von Verbiss – kaum weiterentwickelt.

Die Zahl der Hainbuchen war bis zum Herbst 2000 auf 26 Exemplare angewachsen, maximale Wuchshöhen wurden mit 50 cm erreicht; in den Jahren 1999 und 2000 war die Höhenentwicklung der Hainbuchen durch 33% und 28% Leittriebverbiss und Raupenfraß beeinträchtigt. Die Zunahme im Verbiss war in den Jahren 1999 und 2000 vor allem auch durch die intensive Beäsung der Stockausschläge von Flatterulme und Winterlinde erkennbar. Die Stockausschläge beider Baumarten wurden mit Mengenanteilen bis zu 80% beäst!

Die Strauchschicht ist von besonders äsungsbekannten Arten geprägt. Alle Arten wurden verbissen, jedoch in

unterschiedlicher Intensität. Mengenmäßig bedeutsam war vor allem der Verbiss an Brombeere und Himbeere. 1992 und 1993 umfasste vor allem der Sommerverbiss an der Brombeere 15 %, an der Himbeere sogar 25 % bzw. 30 %. 1994 ging der Verbiss an den Sträuchern deutlich zurück und erst in den Jahren 1999 und 2000 wurden bei Brombeere und Himbeere wieder Verbissanteile von 10 % bzw. 15–20 % beobachtet.

Auch in der Krautschicht wachsen zahlreiche äsungsbeliebte Pflanzen, die stetig verbissen wurden. In Relation zur oberirdisch verfügbaren Pflanzenmasse waren es jedoch nur einige Arten, die regelmäßig einen Mengenverbiss von mehr als 5–10 % aufwiesen. Ab 1994 war jedoch auch an diesen Arten der Verbiss deutlich zurückgegangen. Der Frauenfarn war mit 5 % gefressenen Mengenanteilen beäst.

teilen im Sommer 1998 und 30 % im Spätsommer 1999 die einzige krautige Pflanze, die in den Jahren 1997–1999 in nennenswertem Ausmaß verbissen wurde. Regelmäßiger Verbiss zeigte sich an Brennnessel und Dornfarn. Selektiv wurde die nur in wenigen Exemplaren vorkommende Breitblättrige Stendelwurz verbissen. Im Jahr 2000 stieg der Verbiss in der Krautvegetation deutlich erkennbar wieder an. Besonders stark war wiederum der Frauenfarn mit 40–50 % gefressenen Mengenanteilen beäst.

Der Raupenfraß im Kronenraum der Eichen über den Weiserparzellen war meist nur gering bis mäßig; einzig im Frühjahr 1997 wurde eine stärkere Verlichtung nach Raupenfraß beobachtet. Insgesamt führte wiederholter Raupenfraß besonders im Frühjahr auf der A-Parzelle zu etwas günstigeren Lichtverhältnissen.

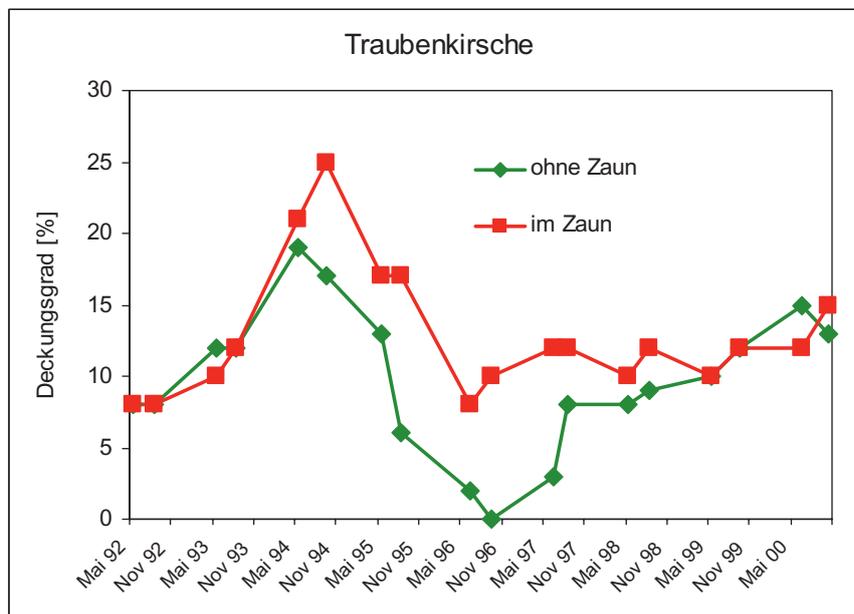


Weiserfläche 8 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Mai 1999).



Weiserfläche 8 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Oktober 2007).

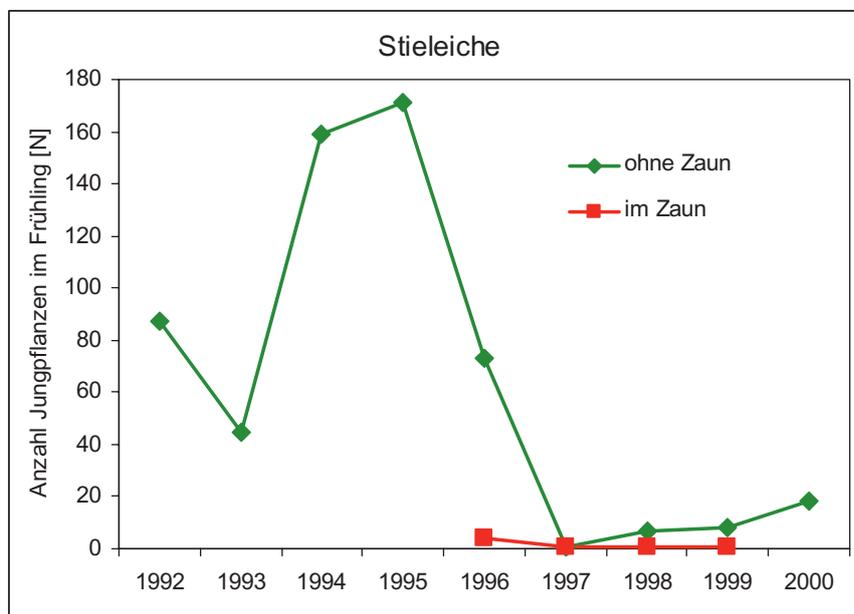
Weiserfläche W8



zu dieser Zeit wurden auf der Weiserfläche sechs alte Eichenstubben ausgegraben und deren Wurzelraum bis zu 50 cm tief aufgewühlt. Vermutlich galt die Suche Engerlingen des Hirschkäfers oder anderen Blatthornkäferlarven.

Ein massiver Eingriff in die A-Parzelle erfolgte 1996, als der sich zunehmend ausbreitende Jungwuchs der gebietsfremden Späten Traubenkirsche in der A-Parzelle und im weiteren Umfeld herausgeschlagen wurde. Bis 1995 hatte sich die Traubenkirsche wesentlich stärker in der A-Parzelle (10% Deckungsgrad) als in der B-Parzelle (2% Deckungsgrad) ausbreiten können. Trotz Stockhieb hatte die Traubenkirsche im Sommer 2000 bereits wieder einen Deckungsgrad von 12–15% erreicht. Auffällig waren in allen Jahren Fege- und Schlagwunden durch Rothirsche an bis zu 300 cm hohen Traubenkirschen. Einige Stämme wurden dabei vollständig entrinnet, andere umgebrochen. Die Ausbreitung der Traubenkirsche wurde dadurch verzögert, jedoch nicht unterbunden. Ein stärkerer Einfluss der Traubenkirsche auf die Artenzusammensetzung und Artmächtigkeit der Krautschicht der A-Parzelle, die 45 Arten umfasst, konnte noch nicht beobachtet werden.

In der gezäunten Vergleichsparzelle 8 B fällt die üppige Entwicklung von Strauch- und Krautschicht auf. Insbesondere nitrophytische Arten wie Gundermann, Brennnessel, Brombeere und Pfaffenhütchen haben sich



Das Wühlen durch Wildschweine war trotz des basenreichen Standortes selten. Wildschweine hatten in Parzelle A erstmals im Frühsommer 2000 die Streuauflage des Oberbodens auf der Suche nach Eicheln durchwühlt;

seit 1992 ausgebreitet, ein Hinweis auf eine fortschreitende Eutrophierung der basenreichen Standorte. Möglicherweise ist der Grund dafür eine höhere Stickstoff-Mineralisation durch höheren Lichtgenuss und/oder

Tabelle 36: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 8 im Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotbuche	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Eiche	73	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Winterlinde	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Spitzahorn	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esche	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Flatterulme	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Tabelle 37: Äsungsbeliebte Arten im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Waldziest-Ausprägung)

Waldsegge	<i>Carex sylvatica</i>
Einblütiges Perlgras	<i>Melica uniflora</i>
Waldflattergras	<i>Milium effusum</i>
Riesenschwingel	<i>Festuca gigantea</i>
Knäulgras	<i>Dactylis glomerata</i>
Brennnessel	<i>Urtica dioica</i>
Knotige Braunwurz	<i>Scrophularia nodosa</i>
Gundermann	<i>Glechoma hederacea</i>
Frauenfarn	<i>Athyrium filix-femina</i>

Stickstoff-Immissionen aus der Luft. 1992 wurden nur wenige junge Gehölze auf der B-Parzelle gezählt. Die Entwicklung verlief trotz Wildausschluss sehr langsam. Die Eiche, die mit drei Exemplaren Wuchshöhen bis 70 cm erreicht hatte, war im Jahr 2000 verschwunden. Auch die Hainbuche, die 1997 mit einem Exemplar mit 30 cm Wuchshöhe vorkam, wurde seit 1998 nicht mehr beobachtet. Die häufigste Baumart der Gehölzverjüngung war die Späte Traubenkirsche mit 15 Exemplaren bis zu 200 cm Wuchshöhe. Darüber hinaus setzte sich im Herbst

2000 der Gehölzjungwuchs aus vier Eschen mit Wuchshöhen von 150 cm, 450 cm, 460 cm und 470 cm sowie einer Flatterulme mit einer Höhe von 290 cm zusammen.

Bemerkenswert war bei der Esche der Umstand, dass 1998 infolge mangelnder Feuchtigkeit die Leittriebe auf größerer Länge abstarben. Die jungen Eschen reagierten im Folgejahr mit der Bildung von Adventivtrieben.

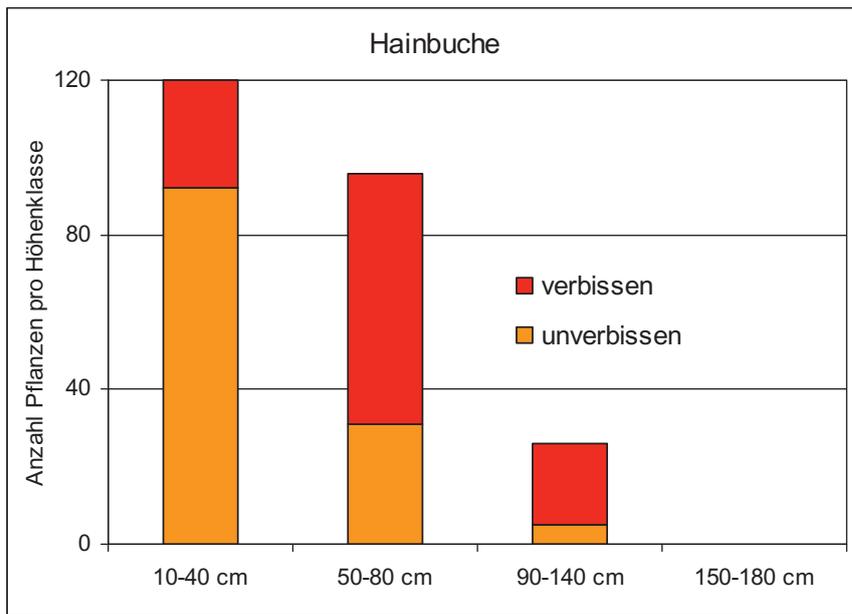
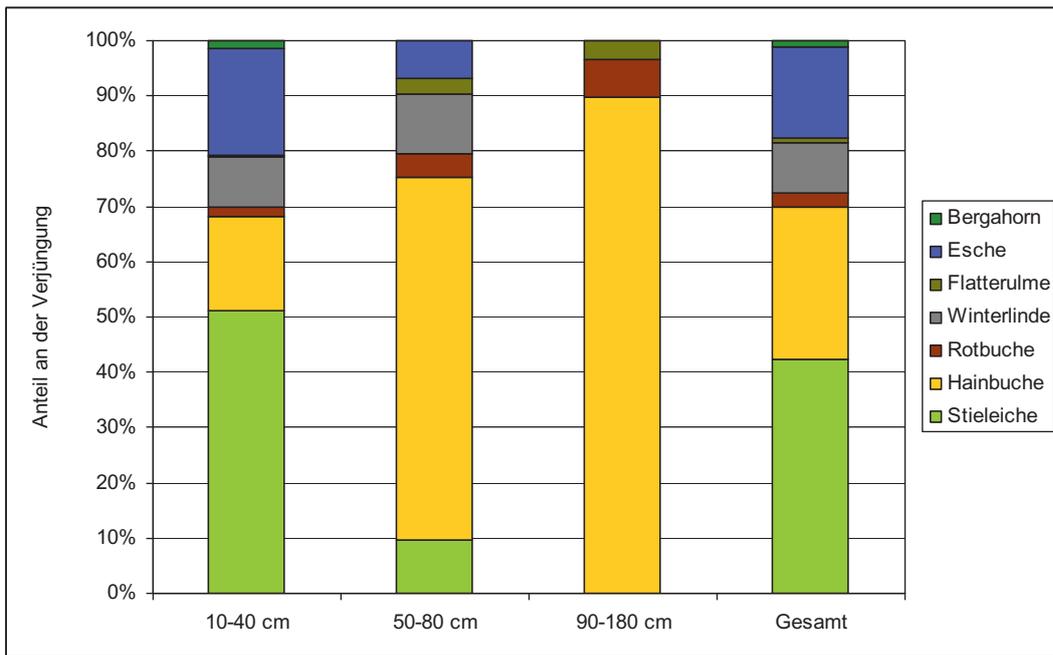
Im Übrigen stand auch die B-Parzelle jährlich wiederkehrend erkennbar unter dem Einfluss von Hasen- und Mäuseverbiss.

Interessant ist die Entwicklung der Brombeere, die in den neun Jahren zwei Ausbreitungsphasen erlebte. Die Brombeere hatte sich in der B-Parzelle 1992 von 17 % Deckung auf 38 % im Spätsommer 1997 ausbreiten können. Im Winter 1997/98 fror die Brombeere auf 20 %



Die Ausbreitung der Späten Traubenkirsche wurde durch das Schlagen und Fegen der Hirsche verzögert.

Transekte
T 2 und
T 6



ohne Pflanzung langfristig keine dominierende Rolle mehr spielen wird. Vielmehr werden in diesem Bestand Winterlinde, Flatterulme, Rotbuche, Hainbuche, Esche und Bergahorn langfristig einen Edellaubmischwald bilden.

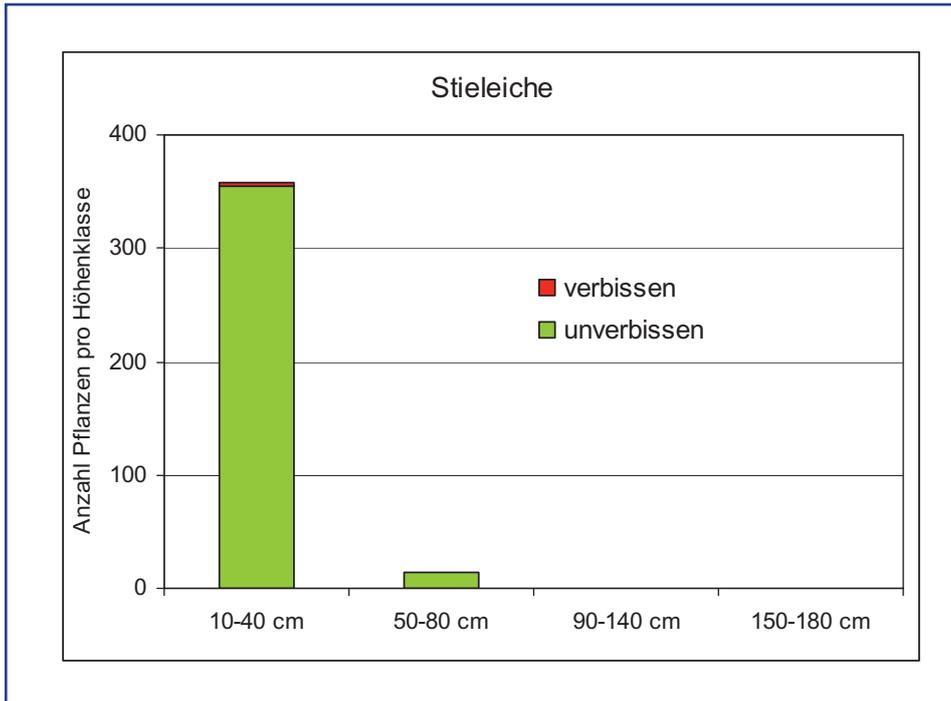
In Ergänzung zu den drei Weiserflächen-Paaren wurden 1999 im eutrophen Flügel (Waldziest-Ausbildung) des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes zwei Transekte zur Erfassung der Gehölze und des Wildverbisses eingerichtet. Beide Transekte liegen in wechselfeuchten Randbereichen der Bachauen unter dem Einfluss basenreicher holozäner Auensedimente. Transekt T 2 liegt im

zurück, hatte jedoch bis zum Spätsommer 1998 erneut einen erheblichen Zuwachs auf 30% erreicht, der auch 1999 so blieb. Im Jahre 2000 erfolgte ein Rückgang der Brombeere auf 15%, bedingt durch die beschattende Konkurrenz von Pfaffenhütchen (20% Deckung) und Später Traubenkirsche (12% Deckung), die sich in der B-Parzelle ebenso ausbreiten konnten.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die weitere Entwicklung in der A-Parzelle, wie auch im weiteren Umfeld, zu einem artenreichen Mischwald führt, in dem die Eiche

Westen des Wildschutzgebietes in Abt. 608 E, Transekt T 6 im Nordosten am Rand der Silzbachau in Abt. 646 A. Aufgrund der Vergleichbarkeit der Standorte werden beide Transekte zusammen ausgewertet.

Im Juni 2000 wurden auf T 2 und T 6 zusammen 557 Gehölze gezählt (Tab. 38 und 39). Die überwiegende Zahl der Gehölze wuchs in Höhen bis 40 cm. In dieser Höhe waren Eichen, Eschen, Hainbuchen und Winterlinden am stärksten vertreten. Zehn Eichen, zwei Eschen und 13 Winterlinden erreichten Höhen bis 80 cm, die Hain-



buche hingegen wuchs mit 68 Exemplaren in diese Höhe ein. Wuchshöhen von 81–180 cm erreichten nur noch 34 Gehölze: 19 Hainbuchen, fünf Flatterulmen, fünf Schwarzerlen, drei Winterlinden und zwei Rotbuchen. Die 224 Eichenjungpflanzen bis 80 cm zeigten einen äußerst geringen Leittriebverbiss von nur 1,4% (Grafik S. 109 oben). Auch die 82 Eschen waren mit 3,6% vernachlässigbar verbissen. Sehr stark verbissen dagegen war die Hainbuche. Betrag der Leittriebverbiss in Höhen bis 40 cm 26,4%, erhöhte sich der Verbiss auf 86,8% in Höhen von 41–80 cm und auf 89,5% in Höhen von 81–140 cm. Erheblich verbissen waren auch die wenigen Exemplare von Bergahorn und Flatterulme. Die 21 Rotbuchen hingegen waren nicht verbissen (vgl. Tab. 38 und 39).

Tabelle 38: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 2 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzjungpflanzen in der Waldgesellschaft des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes. In Klammern steht die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10–40 cm	41–80 cm	81–140 cm	141–180 cm
Stieleiche	5 (1)	0	0	0
Hainbuche	45 (17)	16 (16)	5 (4)	0
Rotbuche	5	3	0	1
Flatterulme	1	2 (2)	3 (3)	2 (2)
Bergahorn	2 (1)	0	0	0
Schwarzerle	0	1 (1)	0	5 (2)

Erlen-Eschenwälder (Weiserflächen 7, 9; Transekte 1, 3, 4, 5, 7)

Weiserfläche 9 repräsentiert den im Gebiet nur kleinflächig entlang des Silzbaches vorkommenden Hainmieren-Bacherlenwald. In dem benachbarten, feuchter stehenden Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald wurde Weiserfläche 7 eingerichtet. In Ergänzung wurden Transekte zur Erfassung der Gehölze und des Wildverbisses installiert. Die Transekte T 1 und T 7 liegen im Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, die Transekte T 3, T 4 und T 5 wurden im Winkelseggen-Erlen-Eschenwald angelegt (Karte 1 Kap. 3).

Der Hainmieren-Bacherlenwald in Weiserfläche 9 (Abt. 648 C) wächst in unmittelbarer Nähe des Silzbaches auf feuchten, eutrophen, sehr basenreichen und hier ausgesprochen sandigen Auenböden. Dem von der Schwarzerle beherrschten ca. 70-jährigen Bestand sind in der oberen Baumschicht einige überständige Hybridpappeln beigemischt. Kennzeichnend für beide Parzellen (A wie B) ist die reichhaltige Krautschicht aus vorwiegend nitrophytischen Stauden und einigen Auenwaldpflanzen. A- und B-Parzelle sind ohne Baumjungwuchs.

Die A-Parzelle zeigt zwei jahreszeitlich unterschiedliche Aspekte: Im Frühjahr treten Rispengras und Klet-

Tabelle 39: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 6 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzjungpflanzen in der Waldgesellschaft des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes. In Klammern steht die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10–40 cm	41–80 cm	81–140 cm	141–180 cm
Stieleiche	209 (2)	10	0	0
Hainbuche	27 (2)	52 (41)	14 (13)	0
Rotbuche	0	1	1	0
Flatterulme	1	0	0	0
Bergahorn	4	0	0	0
Esche	80 (3)	2	0	0
Winterlinde	44 (5)	13 (3)	0	3 (2)
Vogelkirsche	2	0	0	0

tenlabkraut, daneben im Frühsommer das Großblütige Springkraut, hervor. Im Hochsommer gehen diese Arten stark zurück oder verschwinden. Dafür erreichen erst im Spätsommeraspekt Hainmiere, Brennnessel und Gundermann ihre größten Mengenanteile.

Große Verschiebungen in der Artmächtigkeit hatte es in der dem Wild zugänglichen A-Parzelle seit 1992 nicht gegeben, auffällig war nur die Zunahme der Deckungsgrade von Großblütigem Springkraut, Giersch und Gemeinem Rispengras in der Frühjahrsaufnahme, wohingegen andere nitrophytische Arten wie die Brennnessel und der Gundermann im Sommeraspekt 1999 zurückgegangen waren, schließlich aber wieder zugenommen hatten.

Der Verbiss der im Frühsommer 1995 erstmals in Größenklassen aufgenommenen Erlen-Stockausschläge schwankte von Jahr zu Jahr in weiten Grenzen von 5–50 % Mengenanteilen der Stockausschläge. Meist war der Sommergebiss stärker als der Wintergebiss. Überlagert wurde der Wildgebiss durch den Fraß des Erlenblattkäfers. So waren im Jahr 2000 80 % der Erlentriebe nach Käferfraß nahezu blattfrei, was ein Zurücktrocknen der Triebe um bis zu 60 cm zur Folge hatte.

Der Wildgebiss konzentrierte sich neben dem Verbeißen der Erlentriebe auf die krautigen Arten, die angesichts des sehr nährstoff- und basenreichen Auenbodens einen hohen Mineralstoffgehalt besitzen. Wichtigste Äsungspflanze ist die in dichten Herden vorkommende Brennnessel.

Der Verbiss war mengenmäßig zum Teil erheblich, wobei neben den Hirscharten gerade im Auenbereich der Silz auch Wildschweine stärker am Verbiss der oberirdi-

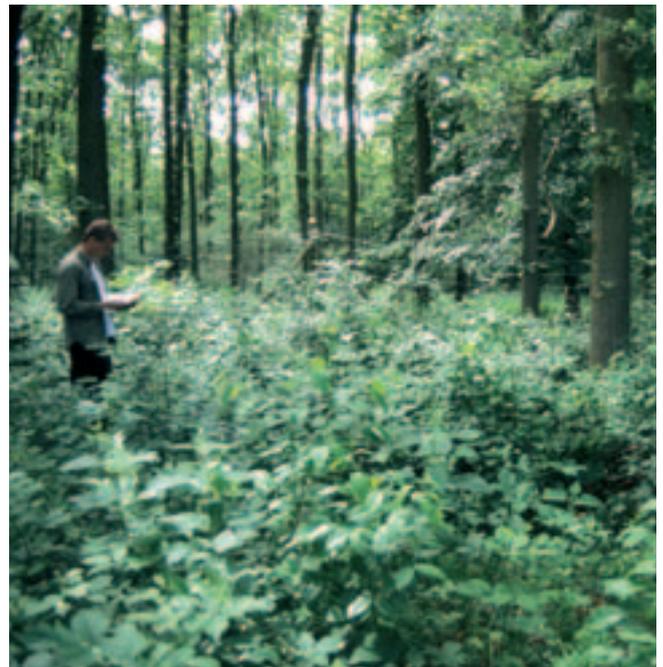
schen Pflanzennahrung beteiligt sein dürften (oder sogar den größten Anteil am Verbiss halten). Ein Vergleich der Fährtenbilder zeigte in allen Jahren die nahezu ständige Anwesenheit der Wildschweine, während Rothirsche und Rehe die Aue nur sporadisch durchqueren, Damhirsche den Bereich eher meiden.

In allen Jahren war der Wintergebiss stärker als der Sommergebiss: Beide Springkrautarten sowie Brennnessel, Giersch, Nelkenwurz, Waldziest, Riesenschwingel und Hohlzahn zeigten im Frühjahr verbissene Mengenanteile von bis zu 10 %, während im Sommer nur Brennnessel und Giersch nennenswert verbissen wurden (Tab. 40).

Die Dynamik, der die Vegetation des Hainmieren-Bacherlenwaldes der Silzaue unterliegt, wird aber weniger durch Verbiss als vielmehr durch das Wühlen der Wildschweine bestimmt. Regelmäßig wird der Oberboden in Parzelle 9 A von Wildschweinen umgebrochen, wobei in der Regel 20–50 %, im Jahre 2000 sogar 70–90 % der Fläche betroffen waren. Die daraus resultierenden offenen Bodenstellen sind Wuchsvoraussetzung für mehrere kurzlebige Ruderalpflanzen, die Halbschatten vertragen, z.B. Weißer Knöterich, Wasserpfeffer und Efeublättriger Ehrenpreis. Die regelmäßigen Bodenstörungen begünstigen auch viele andere Ruderalstauden, die sich regelmäßig wiederkehrend ansamen oder mit Hilfe ihrer Ausläufer ausbreiten. Setzen die Wühlaktivitäten der Wildschweine über einen Zeitraum von mehreren Monaten aus oder finden nur auf sehr kleiner Fläche statt, so fallen die kurzlebigen Arten und einige Pionierpflanzen schnell aus (siehe Frühjahr 1998), um nach neuem Umbruch (ca. 20 % Flächenumbruch im Sommer 1998) wieder aufzukeimen.



Silzbachau und Bacherlenwald nahe Weiserfläche 9 (Aufnahme: Juni 2000).



Dichte Brennnesselherden in der Zaun-Parzelle in Weiserfläche 9 im Bacherlenwald (Aufnahme: Mai 2000).



Weiserfläche 9 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Bacherlenwald. Im Hintergrund der Vergleich-Parzelle (Bild rechts) ist die Zaun-Parzelle zu erkennen (Aufnahme: Oktober 2007).

Tabelle 40: Äsungsbeliebte Arten im Hainmieren-Bacherlenwald

Riesenschwingel	<i>Festuca gigantea</i>
Echte Nelkenwurz	<i>Geum urbanum</i>
Großblütiges Springkraut	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Kleinblütiges Springkraut	<i>Impatiens parviflora</i>
Gemeiner Hohlzahn	<i>Galeopsis tetrahit</i>
Giersch	<i>Aegopodium podagraria</i>
Hexenkraut	<i>Circaea lutetiana</i>
Sumpfschilf	<i>Carex acutiformis</i>

Auch im Jahr 1999 durchwühlten Wildschweine im Juni/ Juli auf ca. 50 % der Fläche den Oberboden und wiederholt im August auf erneut 10 % der Fläche. Das Jahr 2000 war durch starken wiederholten Umbruch zwischen März und September gekennzeichnet, wobei im Juni 70 % und Anfang Oktober 90 % der Fläche umgebrochen waren.

Diese vorwiegend durch Wildschweine bedingte Vegetations- und Floren-Dynamik zeigt sich in einem auffälligen Artenreichtum in Parzelle 9 A. Während im Frühsommer 2000 22 Arten in der A-Parzelle gezählt wurden, waren es in der durch den Zaun geschützten B-Parzelle nur elf Arten. Die eingezäunte Vergleichsparzelle 9 B hat sich seit der Zäunung in 1992 in ihrer Artenzusammensetzung, der Artenmächtigkeit und deren Deckungsgraden stark verändert. Während die B-Parzelle zu Beginn der Untersuchungen 1992 noch eine zur A-Parzelle vergleichbare Zusammensetzung zeigte, haben sich nach Ausschluss

des Schalenwildes wenige, besonders konkurrenzstarke Arten auf Kosten der Artenvielfalt ausgebreitet. Im Frühjahr/Frühsommer wurde die Parzelle seit 1998 von wenigen nährstoffliebenden Stauden beherrscht: Brennnessel und Klettenlabkraut traten jetzt stark hervor, ferner erreichten Hainmiere, Giersch, Gundermann, Rispengras und Goldnessel höhere Artmächtigkeiten. Insbesondere Pflanzenarten, deren Verbissmenge wegen der stark ausläufergeprägten Morphologie in der A-Parzelle nicht immer zu erkennen war, haben sich in der B-Parzelle besonders stark ausbreiten können, so z.B. Goldnessel, Giersch und Klettenlabkraut. Im Spätsommer waren nur noch Brennnessel, Hainmiere und Gundermann in höheren Mengenanteilen in der B-Parzelle übrig; die Fläche wirkte zu dieser Zeit besonders artenarm.

In der Silzbachau wechseln die Standorte kleinräumig. Neben dem bachbegleitenden Hainmieren-Bacherlenwald ist es der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, der weite Teile der Aue einnimmt. Mit Weiserfläche 7 (ebenefalls Abt. 648 C; 100 m von Weiserfläche 9 entfernt), wird die Entwicklung im Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, der auf sehr feuchten bis nassen, eutrophen, sehr basenreichen und hier deutlich anmoorigen Auenböden wächst, dokumentiert (Tab. 41). Die um 1930 angepflanzten Schwarzerlen bestimmen das Bestandsbild. Der Baumjungwuchs beschränkt sich auf wenige Exemplare von Rotbuche, Grauerle und Elsbeere sowie vorübergehend auch Traubenkirsche, Eiche und Hainbuche. Der zahlreiche Stockausschlag der Schwarzerle suggeriert dabei eine stellenweise dicht stehende Gehölzverjüngung.

Tabelle 41: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 9 im Erlen-Eschenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		10–40 cm	
Schwarzerle	2	0	13	8	19	11	11	2	4	1

Kennzeichnend für beide Parzellen 7 A und B ist die reichhaltige Krautschicht vorwiegend aus Sumpfpflanzen. Der Artenreichtum in der Fläche hatte von 1992 bis 1996 kontinuierlich zugenommen und bewegte sich seit 1996 gleichbleibend auf dem hohen Niveau von 44 Arten. Nennenswerte Verschiebungen in der Artmächtigkeit hat es nur bei wenigen Arten gegeben, auffällig z.B. in der deutlichen Zunahme der Deckungsgrade von Winkelsegge und Großblütigem Springkraut.

Der Verbiss der Erlen-Stockausschläge (neben *Alnus glutinosa* auch einige Exemplare von *A. incana*) in Parzelle 7 A schwankte, vergleichbar mit Weiserfläche 9, von Jahr zu Jahr in weiten Grenzen von 0–70 % Mengenteilen der Stockausschläge. Meist war auch hier der Sommergebiss erheblicher als der Wintergebiss. Nach starkem Triebgebiss der Stockausschläge in den Jahren 1992 und 1993 ging der Verbiss sehr stark zurück und lag in den Jahren 1994–1997 auf niedrigem Niveau, vergleichbar mit der Entwicklung auf den übrigen Waldweiserparzellen. Seit 1997 war erneut eine intensive Beäsung der Stockausschläge erkennbar. Bemerkenswerterweise konzentrierte sich der Gehölzgebiss sehr selektiv auf die Erle. Die 1996 noch vorhandenen drei Exemplare der Rotbuche (Wuchshöhen von 20 cm, 60 cm und 70 cm), die drei Exemplare der Hainbuche (10 cm) und die eine Vogelkirsche (30 cm) waren bis zum Jahr 2000 ohne erkennbaren Schalenwild-

gebiss verschwunden. Das eine Exemplar der Elsbeere hatte, unbeeinträchtigt von Verbiss, bis zum Oktober 2000 eine Wuchshöhe von 100 cm erreicht (Tab. 42).

Neben den Erlentrieben konzentrierte sich der Schalenwildgebiss in Parzelle 7 A vor allem auf die krautigen Arten,

die angesichts des nährstoff- und basenreichen Sumpfbodens einen hohen Mineralstoffgehalt besitzen (Tab. 43).

Erstaunlich bleiben jedoch die in allen Jahren nur geringen gefressenen Mengenteile der Pflanzen. Ein erkennbarer Einfluss der Wildschweine war, anders als in Parzelle 9, nicht gegeben.

In der gezäunten Parzelle 7 B haben sich unter dem Ausschluss des Schalenwildes vor allem fünf Pflanzenarten signifikant ausgebreitet. Diese Veränderungen in den Artmächtigkeiten sind vor allem auf fehlenden Verbiss und Tritt zurückzuführen. Erst durch die Zaunfläche wird die Äsungsbeliebtheit der beiden Springkrautarten deutlich, da außerhalb des Zaunes Verbiss an den Springkräutern nicht immer leicht zu erkennen ist (Tab. 44).

In der Entwicklung der Gehölzverjüngung haben sich gegenüber 1992 im Zaun keine wesentlichen Veränderungen ergeben. Die Stockausschläge wuchsen bis auf 190 cm auf, starben anschließend ab und trockneten zurück oder wurden von Erlenblattkäfern kahlgefressen. Drei in den Wuchshöhen bis 20 cm vorhandene Eichen und Hainbuchen waren im Jahr 2000 nicht mehr auffindbar, zwei Rotbuchen waren auf Höhen von 100 cm und 140 cm aufgewachsen, eine dritte Rotbuche verharrte dahingegen seit vier Jahren auf einer Höhe von 20 cm.

Zusammenfassend zeigt die Entwicklung seit 1992 in beiden Parzellen 7 A und B wie auch im weiteren Umfeld



Erlen-Eschenwald um Weiserfläche 7, Fröhsommeraspekt (Aufnahme: Mai 1999).



Erlen-Eschenwald um Weiserfläche 7, Spätherbstaspekt (Aufnahme: Oktober 2007).



Weiserfläche 7 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) (Aufnahme: Mai 1999).

Tabelle 42: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 7 im Erlen-Eschenwald (Aufnahme: Mai 1996, fünf Jahre nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Schwarzerle	5	0	11	2	19	6	15	2	1	3
Rotbuche	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Hainbuche	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Vogelkirsche	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elsbeere	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 43: Äsungsbeliebte Arten im Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Winkelsegge	<i>Carex remota</i>
Großblütiges Springkraut	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Gilbweiderich	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Blutweiderich	<i>Lythrum salicaria</i>
Wolfstrapp	<i>Lycopus europaeus</i>
Hexenkraut	<i>Circaea lutetiana</i>
Frauenfarn	<i>Athyrium filix-femina</i>
Sumpfpippau	<i>Crepis paludosa</i>
Sumpfssegge	<i>Carex acutiformis</i>
Rasenschmiele	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Sumpfdotterblume	<i>Caltha palustris</i>
Waldengelwurz	<i>Angelica sylvestris</i>
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>



Weiserfläche 7 (Zaun-Parzelle und Vergleich-Parzelle) im Erlen-Eschenwald. Im Vordergrund befindet sich die Vergleich-Parzelle, im Hintergrund ist die Zaun-Parzelle zu erkennen (Aufnahme: Oktober 2007).

einen relativ stabilen, wenig dynamischen Zustand des (auch natürlichen) Traubenkirschen-Erlen-Eschenwaldes.

In Ergänzung zu Weiserfläche 7 wurden 1999 in der Waldgesellschaft des Traubenkirschen-Erlen-Eschen-

waldes innerhalb der Aue zwei Transekte zur Erfassung der Gehölze und des Wildverbisses eingerichtet. Beide Transekte liegen auf Standorten mit einem sehr geringen Gefälle und sind durch zeitweilig sauerstoffarme Anmoorböden gekennzeichnet. Transekt T 1 liegt im

Westen des Wildschutzgebietes (Abt. 608 E), Transekt T 7 im Nordosten in einem stark grundwassergeprägten Randbereich der Silzbachaue (Abt. 646 A).

Im Juni 2000 wurden auf den beiden Transekten zusammen 104 Gehölze gezählt. 55 Jungpflanzen wuchsen in Höhen bis 40 cm. In dieser Höhe waren Eschen und Hainbuchen am stärksten vertreten; neun Eschen, vier Hainbuchen und sechs Flatterulmen erreichten Höhen bis 80 cm. Wuchshöhen von 81–140 cm erreichten 22 Gehölze: elf Schwarzerlen, sechs Eschen, zwei Flatterulmen, eine Hainbuche, eine Rotbuche und ein Bergahorn. Höhen bis 180 cm erreichten allein drei Rotbuchen. Betrag der Leittriebverbiss in Höhen bis 40 cm nur 20 %, erhöhte sich der Verbiss auf 58,3 % in Höhen von 41–80 cm und auf 72,7 % in Höhen von 81–140 cm (Tab. 45 und 46).

Der Leittriebverbiss an den drei für die Waldgesellschaft besonders typischen Baumarten Esche, Schwarzerle und Flatterulme war mit 60–90 % in den Höhen 41–140 cm erheblich. Ohne Verbiss waren dagegen die sechs vorkommenden Rotbuchen (40–180 cm).

Ein weiterer wesentlicher Vegetationstyp der Feuchtwälder im Wildschutzgebiet ist neben dem Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald.

Tabelle 44: Im Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald haben sich unter Ausschluss des Schalenwildes insbesondere fünf Pflanzenarten stark ausbreiten können

Großblütiges Springkraut	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Kleinblütiges Springkraut	<i>Impatiens parviflora</i>
Gilbweiderich	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Sumpfdotterblume	<i>Caltha palustris</i>
Klettenlabkraut	<i>Galium aparine</i>



Wildverbiss-Transekt in einem Erlen-Eschenwald.

In dieser Waldgesellschaft wurden 1999 drei Transekte zur Erfassung der Gehölze und des Wildverbisses eingerichtet. Die Transekte liegen im Bereich von schmalen Quellrinnen mit geringem Gefälle und sind durch vergleichsweise sauerstoffreiche, sickerfeuchte bis sickernasse Gleyböden gekennzeichnet. Transekt T 3 liegt im Westen des Wildschutzgebietes (Abt. 608 E), die Transekte T 4 und T 5 im Zentrum (Abt. 631 B).

Im Juni 2000 wurden auf den drei Transekten zusammen 332 Gehölze gezählt. Die überwiegende Zahl der Jungpflanzen wuchs in Höhen bis 40 cm. In dieser Höhe waren Eschen und Hainbuchen am stärksten vertreten, daneben der Bergahorn. In den Wuchshöhen von 81–140 cm dominierte die Schwarzerle mit 23 Exemplaren neben 20 Hainbuchen, sieben Flatterulmen und fünf Eschen. Höhen bis 180 cm erreichten nur sechs Hainbuchen und zwei Flatterulmen (Tab. 47, 48 und 49).

Betrag der Leittriebverbiss in Höhen bis 40 cm nur 12,5 %, erhöhte sich der Verbiss auf 75,9 % in Höhen

Tabelle 45: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 1 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzjungpflanzen in der Waldgesellschaft des Traubenkirschen-Erlen-Eschenwaldes. In Klammern steht die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10–40 cm	41–80 cm	81–140 cm	141–180 cm
Schwarzerle	4 (1)	2	1 (1)	0
Hainbuche	5 (3)	3 (2)	1 (1)	0
Rotbuche	2	1	1	3
Esche	5 (3)	2 (1)	1	0
Bergahorn	0	0	1 (1)	0

Tabelle 46: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 7 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzjungpflanzen in der Waldgesellschaft des Traubenkirschen-Erlen-Eschenwaldes. In Klammern steht die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

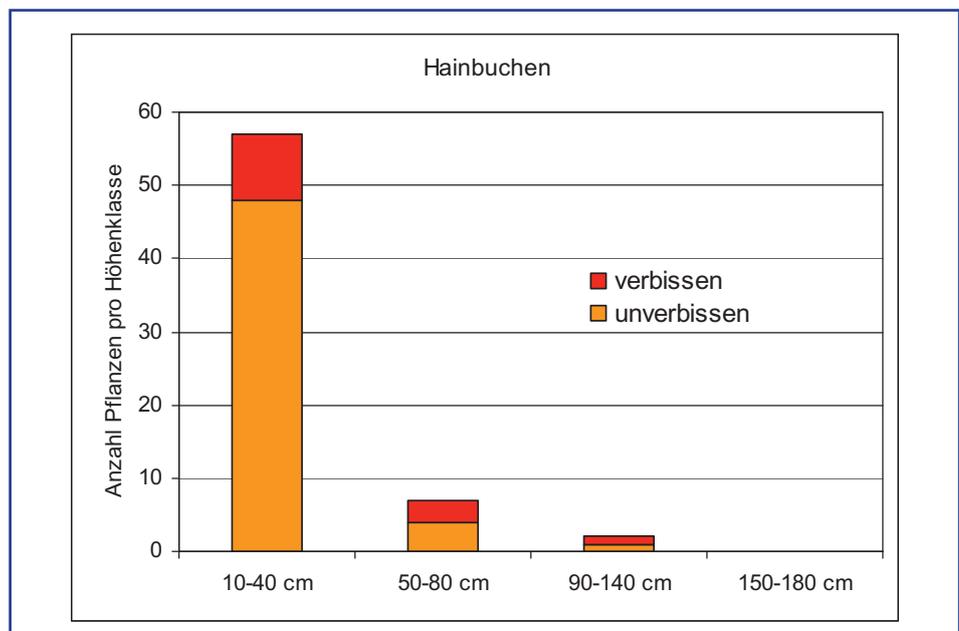
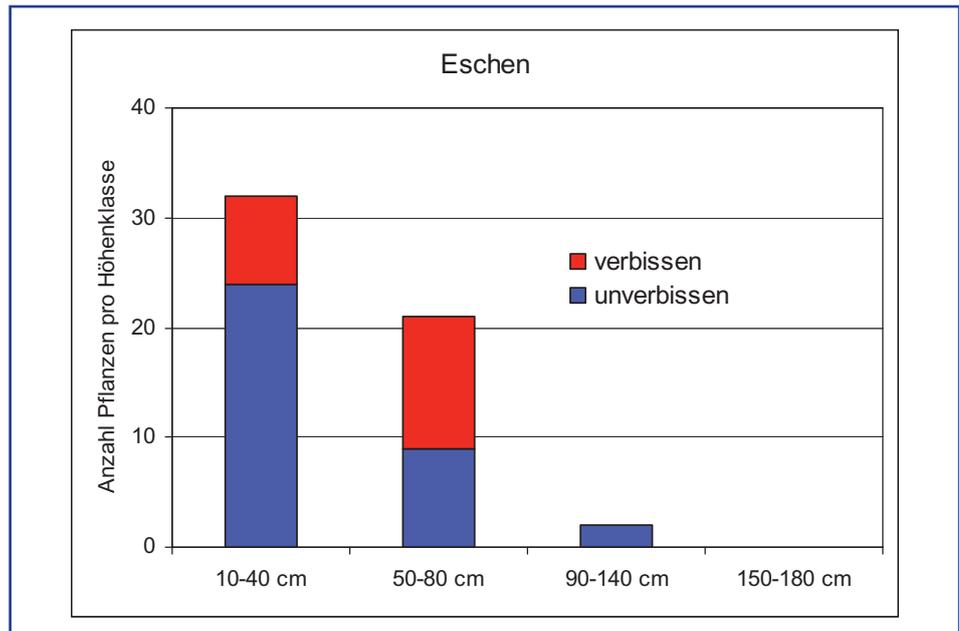
	10–40 cm	41–80 cm	81–140 cm	141–180 cm
Schwarzerle	0	0	10 (7)	0
Hainbuche	15 (1)	1	0	0
Rotbuche	0	1	0	0
Esche	16 (2)	7 (6)	5 (4)	0
Bergahorn	1	0	0	0
Flatterulme	2 (1)	6 (5)	2 (2)	0
Stieleiche	5	1	0	0

von 41–80 cm und auf 78,2% in Höhen von 81–140 cm. In den Höhen bis 180 cm lag der Verbiss noch immer bei 37,5%. Der Leittriebverbiss an den drei für die Waldgesellschaft besonders typischen Baumarten Esche, Schwarzerle und Flatterulme war mit 55–100% in den Höhen 41–140 cm erheblich. Nicht verbissen waren Bergahorn und Eiche in den Höhen bis 40 cm.

Die Gehölzaufnahmen in den Erlen-Eschenwäldern weisen deutlich auf die Äsungsschwerpunkte des Schalenwildes in den feuchten Auen des Gebietes hin.

4.3.6 Bestandssituation und -entwicklung auf den Sturmwurfflächen

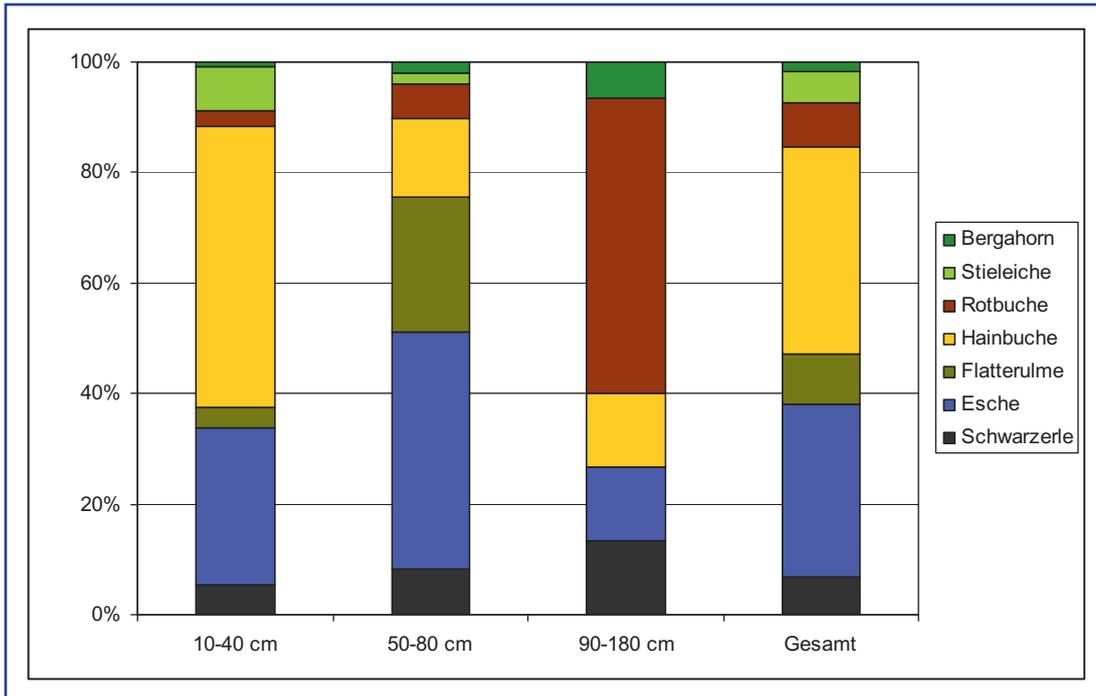
Die Stürme im Spätwinter 1990 führten im Wildschutzgebiet Kranichstein zu mehreren Sturmwurfflächen unterschiedlicher Größe innerhalb alter Laubwaldbestände auf insgesamt ca. 30 ha. Im Gebiet waren vornehmlich Hainsimsen-Buchenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder von den Sturmwürfen betroffen. Die Sturmwürfe ereigneten sich räumlich verteilt. Großflächigere Schwerpunkte lagen dabei in der westlichen, südlichen und östlichen Peripherie sowie im Zentrum des Gebietes. Auf eine frühe Entscheidung, auf eine Räumung der meisten Sturmwurfflächen zu verzichten, folgten im Winter 1992 schließlich doch die Holzaufarbeitung der großen Sturmwürfe an der Hengstriedwiese und Speyerhügelschneise sowie im Zentrum und im Osten entlang der Kernwiese. Die geräumten Sturmwürfe nahe der Kernwiese und im Zentrum des Gebietes wurden 1993 mit 130–150 cm hohen Eichenpflanzen in weiten Pflanzabständen bepflanzt. Die überwiegende Fläche der geräumten Sturmwürfe überließ man jedoch der Sukzession. Auf einigen Sturmwurfflächen in der Peripherie des Wildschutzgebietes entwickelte sich eine ungestörte



Wuchshöhen und Leittriebverbiss junger Eschen und Hainbuchen im Erlen-Eschenwald (Transekte T a, T 3, T 4, T 5, T 7).

Sukzession unter der Wirkung der belassenen horizontalen Stammbarrrieren.

1996 wurden auf drei Sturmwurfflächen die drei Weiserflächen-Paare 10, 11 und 12 eingerichtet. Ziel war es, die Bestandssituation und Dynamik der Sturmwurfflächen durch pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen und Wildverbiss-Erhebungen an Gehölzen und der übrigen Vegetation zu dokumentieren und mit der Entwicklung in den Waldgesellschaften zu vergleichen. Die Ergebnisse basieren auf Erhebungen der Jahre 1996–2000.



Gehölzungspflanzen im Erlen-Eschenwald (Transecte T 1, T 3, T 4, T 5, T 7).

Tabelle 47: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 3 (50 m x 2m) vorkommenden Gehölzungspflanzen in der Waldgesellschaft des Winkelseggen-Erlen-Eschenwaldes. In Klammern die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10-40 cm	41-80 cm	81-140 cm	141-180 cm
Schwarzerle	0	0	15 (11)	0
Hainbuche	62 (6)	18 (14)	18 (14)	6 (2)
Rotbuche	0	1	0	0
Flatterulme	2 (1)	4 (3)	7 (3)	2 (1)
Bergahorn	2	0	0	0
Stieleiche	0	1	0	0

Tabelle 49: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 5 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzungspflanzen in der Waldgesellschaft des Winkelseggen-Erlen-Eschenwaldes. In Klammern die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10-40 cm	41-80 cm	81-140 cm	141-180 cm
Schwarzerle	2	0	4 (4)	0
Hainbuche	10 (2)	0	2 (2)	0
Rotbuche	3	0	0	0
Esche	40 (8)	1 (1)	5 (5)	0
Bergahorn	42	0	0	0
Stieleiche	5 (1)	0	0	0

Tabelle 48: Baumarten und Wuchshöhen der im Transekt T 4 (50 m x 2 m) vorkommenden Gehölzungspflanzen in der Waldgesellschaft des Winkelseggen-Erlen-Eschenwaldes. In Klammern die anteilige Anzahl der am Leittrieb verbissenen Gehölze (Aufnahme: 20.06.2000)

	10-40 cm	41-80 cm	81-140 cm	141-180 cm
Schwarzerle	0	0	4 (4)	0
Hainbuche	15 (7)	2 (2)	0	0
Rotbuche	5	0	0	0
Esche	15 (5)	2 (2)	0	0
Bergahorn	33	0	0	0
Winterlinde	1	0	0	0
Stieleiche	3	0	0	0

Rotstraußgras-Landreitgras-Schlagflur (Weiserfläche 10)

Weiserfläche 10 (Abt. 627 A) liegt in einer Rotstraußgras-Landreitgras-Schlagflur (Flatterbinsen-Ausbildung) auf wechselfeuchten, mesotrophen, mäßig basenreichen Pseudogley-Braunerde-Standorten. In diesem Bereich wurden 1993 130-150 cm hohe Eichenheister gepflanzt. Die pioniergehölzreiche Weiserfläche liegt 100 m bzw. 200 m östlich der Waldweiserflächen 4 und 5 nahe der Kernwiese. Die gesamte Sturmwurflläche umfasst 1,6 ha. Die Gehölzsukzession wurde hier durch die starke Ausbreitung des Landreitgrases verzögert. Das Landreitgras hatte zwischen 1996 und 1997 seinen Mengenanteil von 25% auf 28% erhöhen können, erreichte aber 1998 nur noch 20-25% (Deckungsgrade der Fröhsommer- und

Herbstaufnahme), 1999 nur noch 12–22 % sowie 2000 15–18 % und befand sich folglich im Jahr 2000 wieder im Rückgang. Demgegenüber waren die maßgeblichen Sukzessionsgehölze nunmehr im Vordringen. Der Deckungsgradanteil der Brombeere stieg von 1996 bis 2000 von 2–5 % auf 20–22 % und die Birke nahm von 3 % auf 7–8 % zu (Anfang Oktober 2000 betrug der Deckungsgrad der Birke wegen des fortgeschrittenen Laubfalles nur noch 3 %, lag bei Belaubung jedoch deutlich höher).

Die konkurrenzschwächeren Arten der Krautschicht zeigten hingegen seit 1996 einen für den Sukzessionsverlauf typischen kontinuierlichen Rückgang: Rotstraußgras (von 15–20 % in 1996 auf ca. 6 % im Jahr 2000), Flatterbinse (von 15–18 % auf 6–10 %). Ein Rückgang der Artenvielfalt war bis zum Jahr 2000 aber noch nicht deutlich feststellbar, da noch Lücken in der Krautschicht vorhanden waren und der Wildeinfluss (Lager, Wühlstellen, Wechsel) immer wieder neue offene Bodenstellen hinterließ.

Sehr früh nach der Räumung wurde die Sturmwurfblöße zu einem bevorzugten Wildeinstand. Regelmäßig wurden Ruhelager von Rothirschen, Wildschweinen und Rehen beobachtet. Einige, stark ausgetretene Wildwechsel durchquerten die Fläche der A-Parzelle. Die Sturmwurfblöße wurde – ebenso wie das Umfeld des Altholzbestandes – nicht bejagt, was sehr schnell dazu führte, dass sich die Hirscharten ebenso wie Wildschweine häufig auf der Fläche sowohl zum Äsen als auch zum Wiederkäuen und Ruhen aufhielten.

Die Störanfälligkeit der Tiere war erstaunlich gering, wie eine Beobachtung von zwei ruhenden Rothirschen im Juni 2000 zeigte:

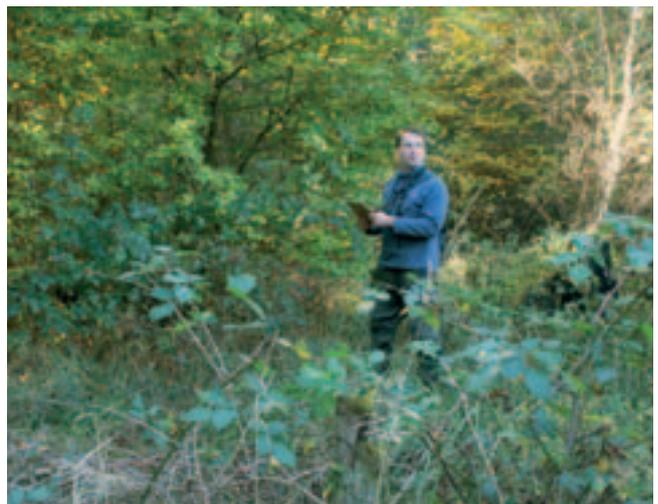
Bereits seit zwei Stunden waren wir zu zweit mit Vegetationsaufnahmen auf den Weiserparzellen 10 beschäftigt, als

wir uns beim weiteren Durchschreiten der Sturmwurfblöße auf 50 m zwei ruhenden Hirschen in einer kleinen Gehölzgruppe näherten. Erst als wir längere Zeit standen, um hier die Vegetation zu begutachten, wurden die beiden Hirsche unruhig und standen auf. Jetzt erst bemerkten wir die Tiere. Im Schritt entfernten sich beide Hirsche über die Sturmwurfblöße, um im offenen Altholzbestand schließlich in Trab zu verfallen. Über zwei Stunden hatten uns die Hirsche auf eine Distanz von 150 m ohne ersichtliche Beunruhigung toleriert.

Der Wildverbiss 1996 und in den Folgejahren war erheblich. Die gepflanzten Eichen zeigten im Spätsommer 1996 einen Leittriebverbiss von 38 %, der Verbiss im Winter 1997 war dem vergleichbar. 1998 lag der Leittriebverbiss weitgehend unverändert bei 30–40 % der Exemplare



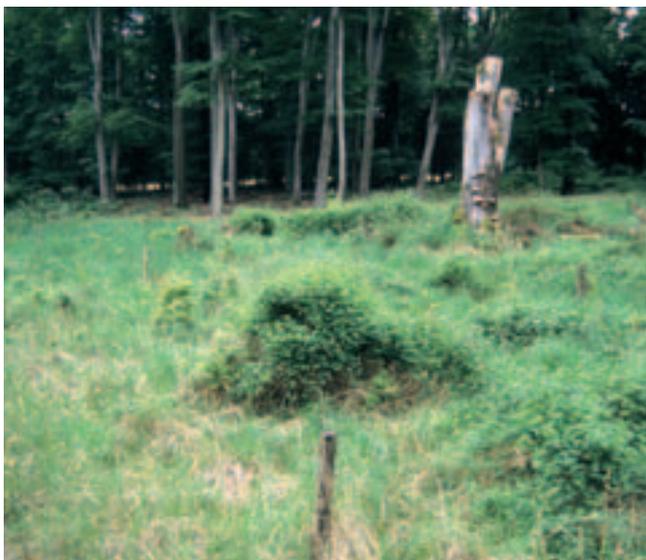
Sukzessionsentwicklung nach Sturmwurf und Räumung eines vormaligen Altbestandes im Hainsimsen-Buchenwald. Weiserfläche 10 wurde 1996 inmitten einer Sturmwurfblöße von 1990 eingerichtet. In der Bildmitte befindet sich die Zaun-Parzelle. (Aufnahme: Mai 1999).



Weiserfläche 10, Vergleich-Parzelle 1999 und 2007 (Aufnahme: Mai 1999, Oktober 2007).



Weiserfläche 10, Zaun-Parzelle 2000 und 2007 (Aufnahme: Mai 2000, Oktober 2007).



Entwicklung der Sukzession auf der Vergleich-Parzelle 10 B. Blick von der Zaun-Parzelle über die Vergleich-Parzelle. Zur räumlichen Orientierung beachte die abgebrochene alte Buche im Hintergrund (Aufnahmen: Mai 1999, August 2000 und Oktober 2007).

(gefressene Mengenanteile 25–35 % der Blatt- und Triebmenge der Eichen), in den Jahren 1999 (60 % Leittriebverbiss, gefressene Mengenanteile 40–50 %) und 2000 (85 % Leittriebverbiss, gefressene Mengenanteile 60–80 %) war sowohl der Leittriebverbiss als auch die Gesamtmenge gefressener Eichenblätter und -triebe deutlich gestiegen.

Die Hainbuche, die 1996 und 1997 einen Leittriebverbiss von 30–50 % zeigte, erreichte 1998 sowie in den Sommern 1999 und 2000 die höchste Äsungsbiliebtheit unter den Gehölzen bei Verbissanteilen von 60–90 % Leittriebverbiss (gefressene Mengenanteile 50–90 % der Blatt- und Triebmenge der Hainbuchen).

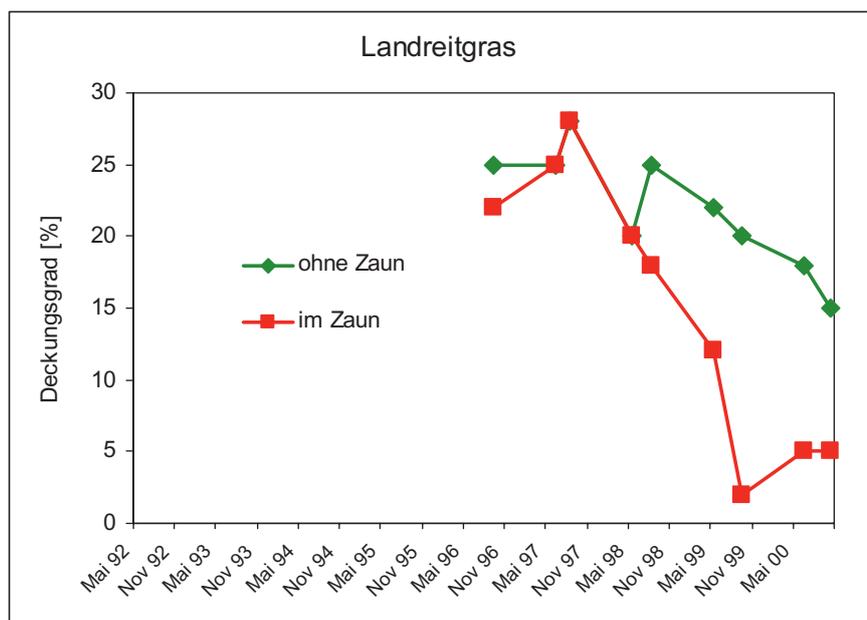
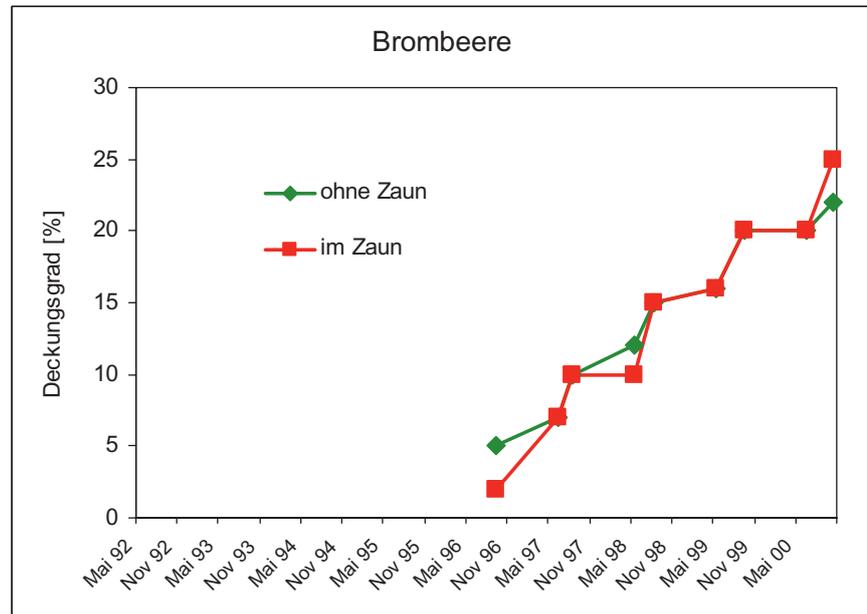
Selbst die Rotbuche erreichte 1997 ungewöhnlich hohe Winterverbissprozente am Leittrieb von rund 40 % und 1998 von immerhin noch 30–35 %. In den Jahren 1999 und 2000 ging der Leittriebverbiss an der Buche jedoch deutlich auf nur noch 5–10 % zurück.

Einen hohen Winterverbiss verzeichnete insbesondere auch die Birke, die 1997 einen Leittriebverbiss von 33 % zeigte und in den Jahren 1998 bis 2000 einen anhaltend hohen Verbiss von 35–60 % behielt.

Überraschend ließ die Verbissintensität während des Sommers 1997 bei fast allen Baumarten deutlich nach und zeigte nur noch bei der Hainbuche einen Leittriebverbiss von etwa 30 %, bei Rotbuche und Birke lag der Sommer-Leittriebverbiss bei ca. 10 %, bei der Eiche bei weniger als 10 %.

Die Sträucher zeigten 1996 und 1997 eine ähnliche Entwicklung mit höheren Verbissintensitäten im Winter und Frühjahr und geringeren Verbissintensitäten im Sommer. So erreichte die Brombeere im Winter 1996/1997 40 % Mengenverbiss, und darauffolgend im Sommer 1997 einen Mengenverbiss von 5 %. Im Jahr 1998 verkehrten sich die Verbissintensitäten: Zwischen 1998 und 2000 lag

Weiserfläche W10



der Winterverbiss bei nur noch rund 5 %, der Sommerverbiss erreichte hingegen meist 30–40 % Mengenverbiss.

In Betracht der Äsungsmengen sind in der Weiserfläche 10 A Hainbuche und Brombeere als beliebteste Äsungspflanzen zu nennen. Mit nachlassendem Mehltaubefall im letzten Aufnahmejahr 2000 wurde auch die Eiche wieder intensiver bestä. Stetig bestä wurden auch die mengenmäßig jedoch eher unbedeutenden, da nur vereinzelt vorkommenden Arten Sumpfkatzdistel, Salweide und Zitterpappel. Weitere Äsungspflanzen waren das Schmalblättrige Weidenröschen (in den Sommern

1998 und 1999 10 % geäster Mengenanteil), das Doldige Habichtskraut (im Sommer 1998 20 % geäster Mengenanteil) und mit geringeren Verbissanteilen auch Brennnessel und Flatterbinse.

Junge Rotbuchen und Hainbuchen als später beherrschende Baumarten des Klimaxwaldes (hier ein wechselfeuchter Hainsimsen-Buchenwald mit Hainbuchen- und Eichenbeimischung) wuchsen meist noch im dichten Unterwuchs von Landreitgras und Brombeere vor Wildverbiss geschützt (und waren ebenso vor allem im Spätsommer im Zuge der Gehölzaufnahme nicht immer leicht zu erkennen).

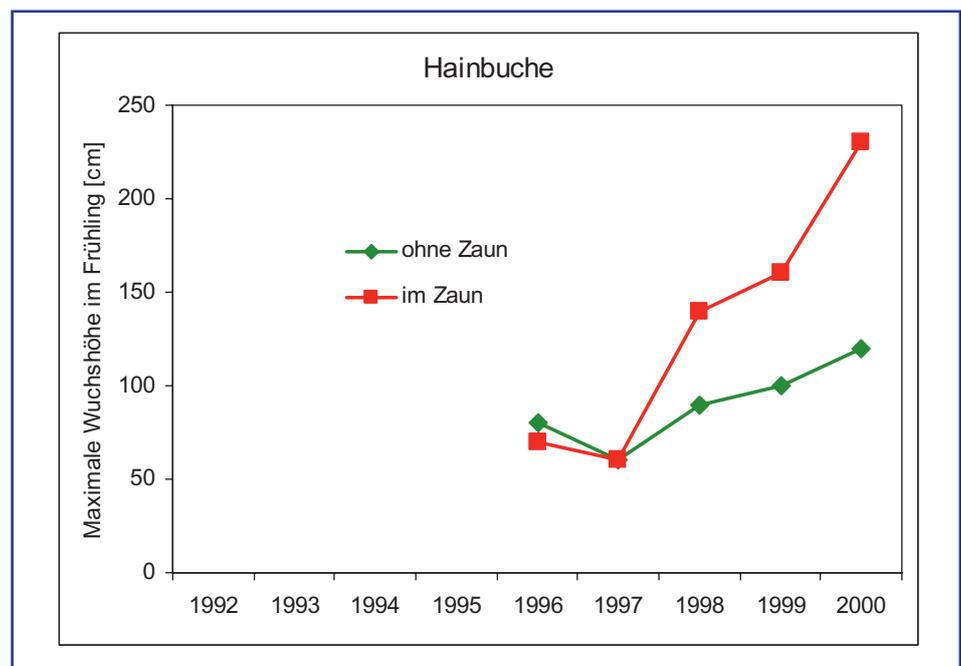
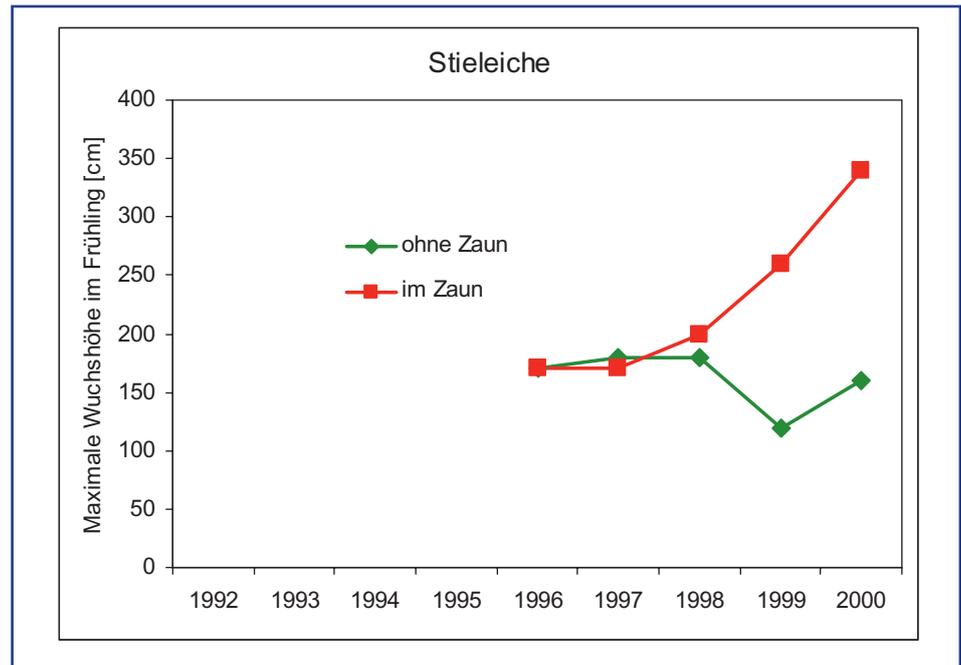
Die bis zum Jahr 2000 beobachtete Entwicklung der forstlich relevanten Baumarten zeigt, dass die Eiche in der A-Parzelle in der Individuenzahl wie auch im Deckungsgrad deutlich rückgängig ist (von 6 % auf 2–3 % Deckungsgrad). Beim Höhenzuwachs der gepflanzten Eichenheister ist kein Fortschritt zu sehen: Die Maximalhöhe war von 170 cm auf 180 cm im Jahre 1997 gestiegen, um in den Spätsommern 1998 bis 2000 wieder auf 120–150 cm zu sinken. Der starke Verbiss und die Trockenschäden der vergangenen Jahre haben die Eiche zusätzlich zu den Insekten- und Pilzkalamitäten stark bedrängt. Zahlreiche Eichenpflanzen haben nach Verbiss und Trockenheit mit seitlichem Neuaustrieb reagiert und sind mittlerweile klein- und/oder krummwüchsig sowie kleinblättrig.

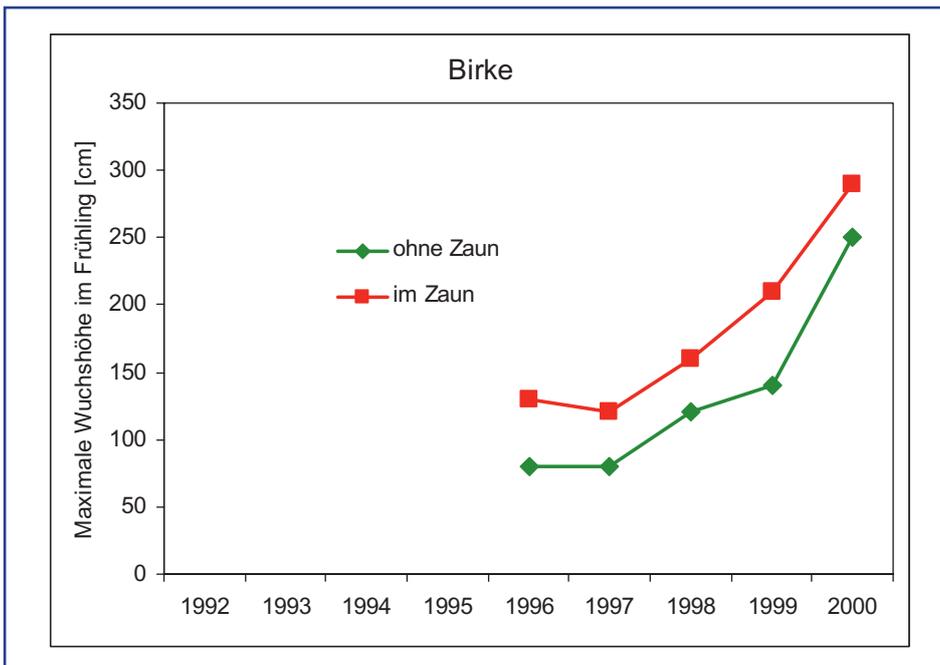
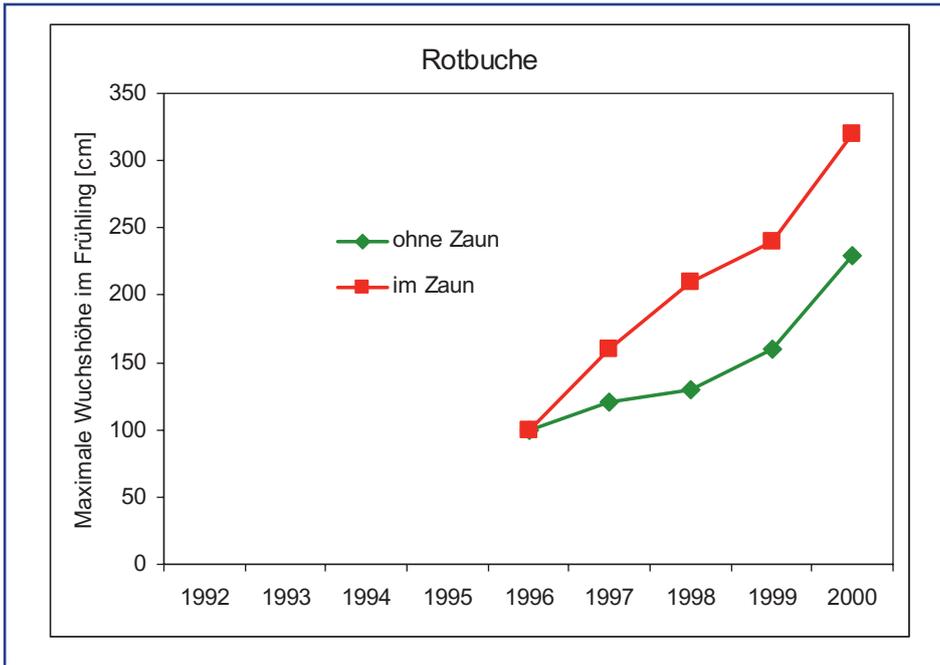
Die jungen Rotbuchen zeigten – vermutlich aufgrund der intensiven Besonnung nach Verlust des Kronenschirmes – über einige Jahre Blattchlorosen sowie eine Vertrocknung der Blätter im oberen Drittel der Pflanze. Dennoch erreichte die Rotbuche in Einzelexemplaren in ihrer Entwicklung bis zum Jahr 2000 Wuchshöhen von 160–280 cm.

Und auch die Hainbuche erreichte bis 2000 Höhen von 80–120 cm, auch wenn in einzelnen Jahren Hainbuchen

bis auf die Gehölzskellette durch Raupen abgefressen waren, was den Tod einiger Pflanzen oder aber zumindest ein umfassendes Zurücktrocknen des Leittriebes zur Folge hatte.

Betrachtet man im Vergleich in der seit Herbst 1996 gezäunten B-Parzelle die Entwicklung der forstlich relevanten Baumarten, so zeigt sich gerade bei den gepflanzten Eichen hinsichtlich Mengenanteil ein zwar langsamer, aber mittlerweile deutlicher Zuwachs von 6 % auf 12 % Deckungsgrad bei gleichbleibend 20–25 Jungpflanzen. Der Höhenzuwachs der Eiche ist in der B-Parzelle mit maximal 170 cm im Jahr 1997 auf bis zu 380 cm im Jahre 2000 deutlich gestiegen. Trotz des auch in der B-Parzelle





wiederholt erheblichen Raupenfraßes und Mehлтаubefalles in den Jahren 1997, 1998 und 1999, in denen der Eichenjungwuchs auch hinter Zaun geschwächt wurde, zeigte sich die gezäunte Eiche spätestens im Jahr 1999 – sechs Jahre nach Pflanzung – deutlich vitaler als in der A-Parzelle. Eine entsprechend positive Wuchsentwicklung war auch bei Rotbuche, Hainbuche, Zitterpappel und Birke sichtbar.

In der B-Parzelle fiel bei sonst ähnlicher Vegetationszusammensetzung der wesentlich höhere Mengenanteil des Schmalblättrigen Weidenröschens bis zum Frühsommer 1999 auf (Schutz vor Verbiss und Wühlen!), während die Weiße Hainsimse hier im Vergleich zur A-Parzelle

– zufallsbedingt – kaum vertreten ist.

Das vitale Vorkommen des Weidenröschens führte im Juli/August 1999 erstmals zum Eindringen von Wildschweinen in die gezäunte B-Parzelle. Der Vorgang wiederholte sich im Frühjahr 2000, wobei jeweils 30–40% der Parzelle intensiv umgebrochen wurde. Gezielt wurden die Weidenröschens-Rhizome ausgegraben und gleichzeitig das Landreitgras und andere Pflanzen der Krautschicht durch das Wühlen dezimiert und die Brombeere in nicht unerheblichem Umfang verbissen. Durch den von den Wildschweinen dabei angehobenen Zaun gelangte auch der Hase auf die Parzelle. Als Folge wurden vor allem die Flatterbinsenhorste erheblich verbissen. Bemerkenswert ist schließlich die Beobachtung, dass Hornissen im Sommer und Herbst den vergleichsweise zarten Rindenmantel jüngerer Weidenäste der Grauweidensträucher großflächig abnagten, um an die assimilalthaltigen Phloemsäfte der Weide zu gelangen.

Verschiedene Nachtfalterarten konnten sich in der Sukzessionsvegetation nach den Sturmwurfereignissen 1990 auf den Waldblößen vermehrt entwickeln. Auf der Sturmwurfblöße um die Weiserfläche 10 sind vor allem die Raupen von

Brombeerspinner, Weidenbohrer und Mittlerem Weinschwärmer aufgefallen.

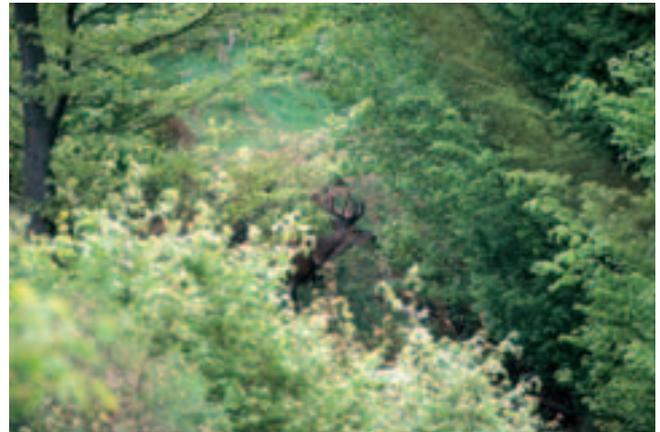
Wie das weitere Umfeld der Parzelle 10 im Jahr 2000 zeigte, ist der Zustand der A-Parzelle repräsentativ für die gesamte Sturmwurflläche. Dagegen zeigte die B-Parzelle mit ihrer wüchsigen Gehölzentwicklung und dem hohen Mengenanteil des Schmalblättrigen Weidenröschens ein ganz anderes Erscheinungsbild.

Tabelle 50: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 10 der Sturmwurfflächen (Aufnahme: September 1996, wenige Wochen nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	23	0	25	4	0	0	0	0	0	0
Rotbuche	20	9	10	5	4	1	0	0	0	0
Eiche	4	0	3	5	23	13	5	4	0	0
Birke	8	4	21	4	0	3	0	0	0	0
Aspe	2	2	0	1	0	1	0	0	0	0
Kiefer	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Grauweide	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0



Auch achtzehn Jahre nach den Sturmwüfen sind die Sukzessionsstadien noch immer die bevorzugten Wildeinstände. Ruhelager einer Wildschweinrotte in den Brombeerhecken (Aufnahme: Oktober 2007).



Während des Geweihwachstums sind die gehölzreichen Sukzessionsstadien und aufgelichteten Waldinnenränder im Übergang zu den Orkanflächen von 1990 ein bevorzugter, weil äsungsreicher Einstand der Hirsche.



Die sich auf den Sturmwurfflächen rasch ausbreitende Brombeere zählte im Sommer wie im Winter zu den beliebtesten Äsungspflanzen (Aufnahme: August 2000).



Regelmäßiger Wildverbiss an einem Eichenheister (Aufnahme: Juni 1998).



Beim Beäsen abgebrochener Wipfeltrieb eines Eichenheisters (Aufnahme: Oktober 2007).



Vitaler Eichenheister in der Zaun-Parzelle 10A. Die Eichen hatten im Sommer 2000 Wuchshöhen bis vier Meter erreicht /Aufnahme: August 2000).



Wildschweinumbruch in Zaun-Parzelle 10B. Der Umbruch galt den Rhizomen des Weidenröschens (Aufnahme: Mai 2000).



Hornisse leckt nach dem Aufbeißen des Rindenmantels die zuckerhaltigen Assimilate der Grauweide.

Brombeer-Landreitgras-Schlagflur (Weiserfläche 11)

Weiserfläche 11 (Abt. 642) liegt in einer Brombeer-Landreitgras-Schlagflur (stauwassergeprägte Flatterbinsen-Ausbildung) auf wechselfeuchten, mesotrophen, mäßig basenreichen Pseudogley-Braunerde-Standorten. Auch hier wurden im Jahr 1993 Eichenheister gepflanzt. Die pioniergehölzreiche Fläche liegt rund 200 m südöstlich der Rottwiese inmitten einer geräumten Sturmwurfblöße von 9,6 ha Größe. 1998 wurden 1,5 ha der Sturmwurfblöße bei gleicher Artenzusam-

mensetzung gezäunt, um die Gehölzentwicklung ohne Wildverbiss zu beschleunigen.

Die Gehölzsukzession wurde in der Weiserfläche 11 – vergleichbar mit Weiserfläche 10 – durch die starke Ausbreitung des Landreitgrases verzögert, wobei hier im Unterschied zur Weiserfläche 10 der Brombeer- und Birkenanteil deutlich höher lag, die Sukzession damit also schon weiter vorangeschritten war. Das Landreitgras besaß zwischen 1996 und 1997 einen hohen Deckungsgrad von etwa 30–35 %, der 1998 und 1999 geringfügig auf 20–30 % zurückging, im Jahre 2000 aber wieder 25–35 % betrug. Der Anteil des Deckungsgrades der maßgeblichen Sukzessionsgehölze hatte von 1996 bis

1999 langsam zugenommen (Brombeere von 22 % auf 30 % bzw. von 30 % auf 35 %; Birke von 5 % auf 8 % bzw. 10 % auf 15 %), um in 2000 wieder leicht zurückzugehen. Die Himbeere hatte sich seit 1996 in der ungezäunten A-Parzelle auf einen Deckungsgrad von ca. 10 % stabilisiert.

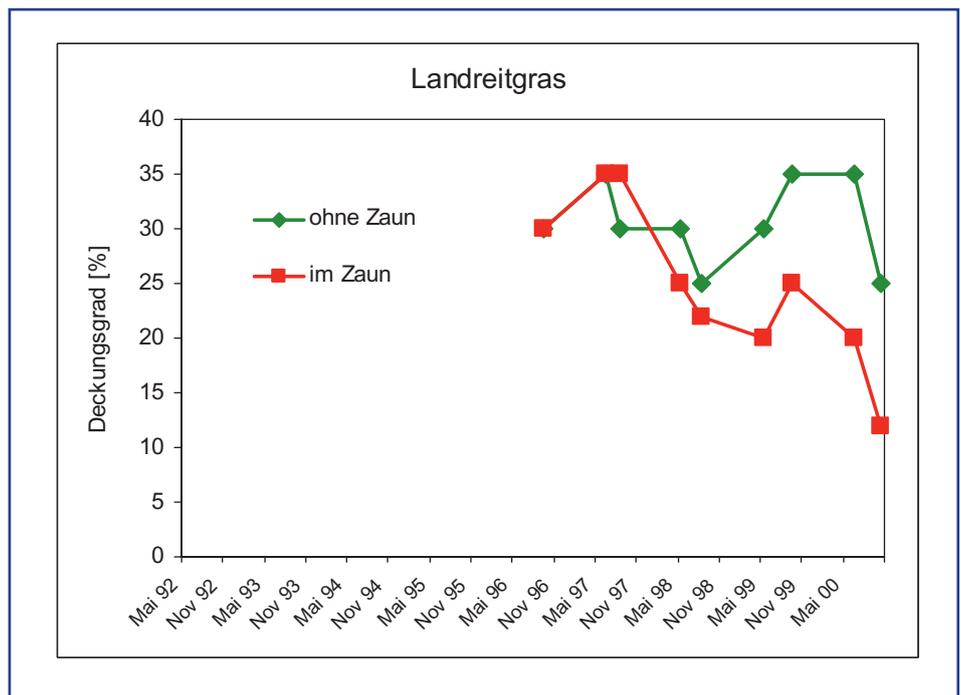
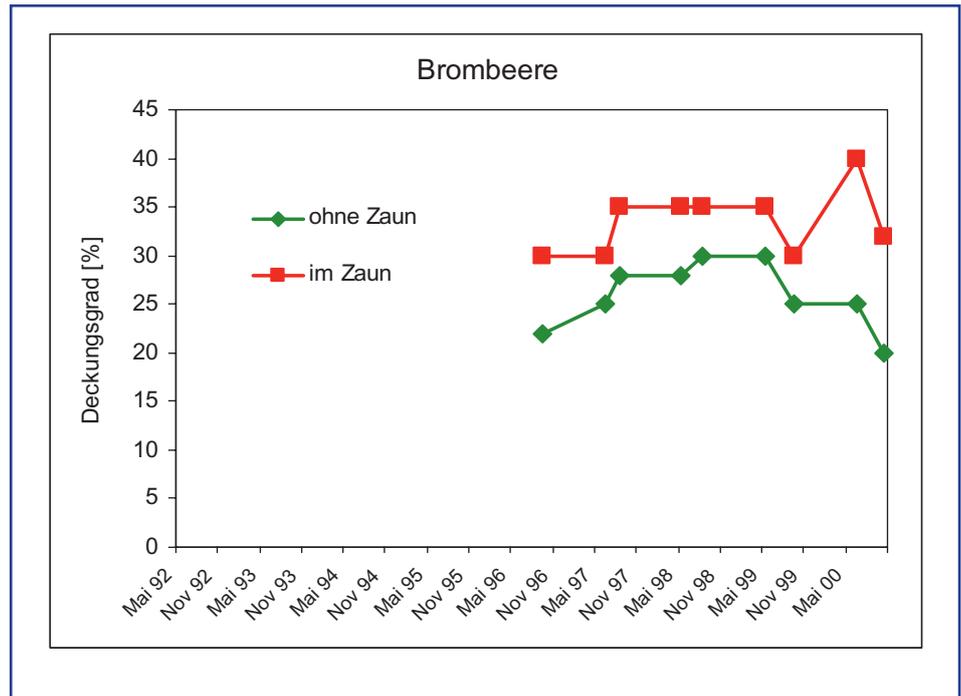
Die konkurrenzschwächeren Arten der Krautschicht wie Rotstraußgras, Flatterbinse, Weiße Hainsimse und Schmalblättriges Weidenröschen zeigten seit 1996 einen nur noch geringen Rückgang. Sie waren bereits 1996 wegen der fortgeschrittenen Sukzession nur noch mit geringen Mengenanteilen vertreten. Seit 1999 war schließlich ein weiterer geringfügiger Artenrückgang sowohl in der A- als auch in der B-Parzelle feststellbar. Allerdings waren immer noch Lücken in der Krautschicht vorhanden und der in der A-Parzelle nach wie vor vorhandene Wildeinfluss (Lager, Wühlen, Wechsel) hinterließ immer wieder neue offene Bodenstellen.

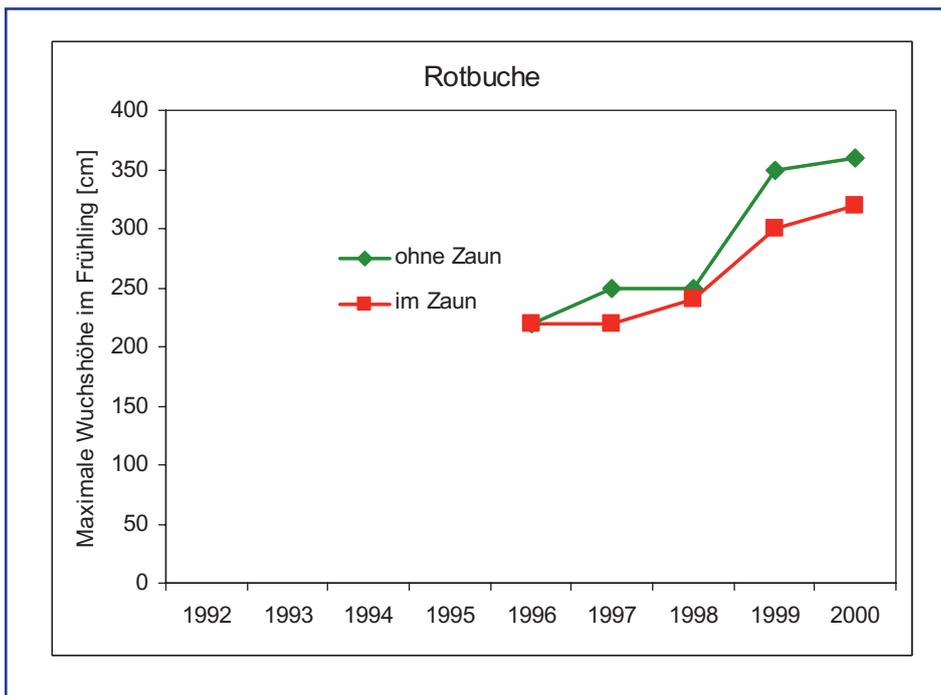
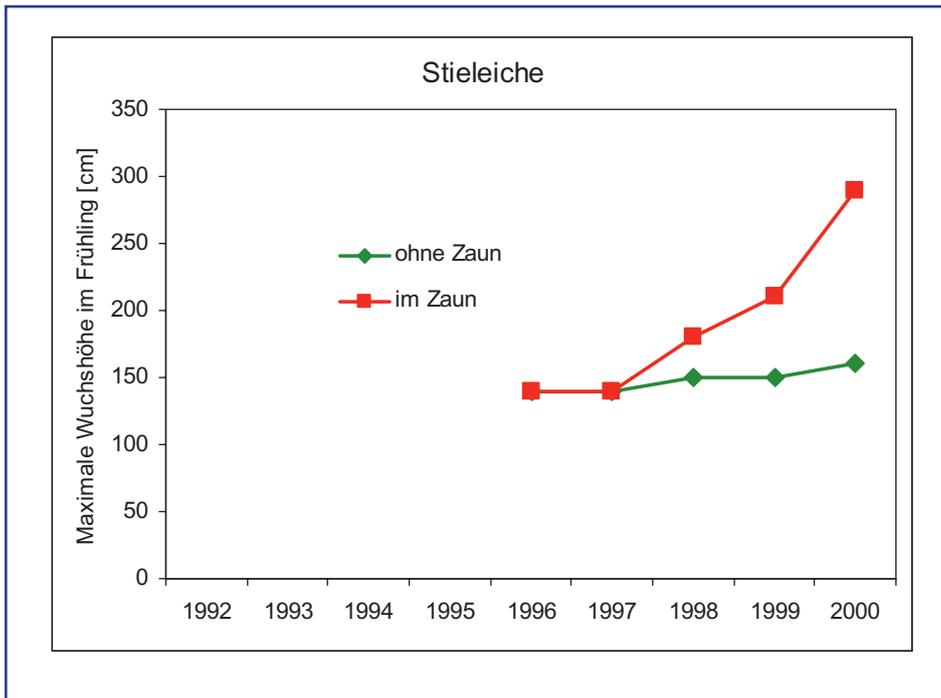
Die Sturmwurffläche in Abt. 642 war aufgrund ihrer dichten und äsungsreichen Vorwaldstruktur – ebenso die Sturmwurfflächen in den Abt. 608 und 639 – ein beliebter und regelmäßig genutzter Einstand weiblicher Rothirsche zur Zeit der Kälbergeburten und in den ersten Wochen der Kälberaufzucht im Frühsommer und Sommer. Mindestens drei verschiedene, individuell bekannte Alttiere wählten die Waldblößen jedes Jahr als Geburtsort ihres Kalbes. Jedes der Alttiere zeigte eine Raumpräferenz für eine bestimmte Sturmwurffläche. Die jährlichen Geburtsorte blieben dabei räumlich konstant (Verhaltensbeobachtungen 1991–2002, individuelle Erkennung durch Ohrmarken bzw. auffällige Fellzeichnung).

Der Wildverbiss war 1996 ebenso wie in den Folgejahren auch auf dieser Sturmwurffläche erheblich. Die gepflanzten Eichen zeigten im Spätsommer 1996 einen

Leittriebverbiss von 68 % (gefressene Mengenanteile von 60 % der Blatt- und Triebmenge der Eichen), der nachfolgende Winterverbiss 1996/1997 lag auf gleicher Höhe. 1998 und 1999 zeigte sich der Leittriebverbiss weitgehend unverändert bei 60–70 % (gefressene Mengenanteile 35–50 %). Im Jahr 2000 stieg sowohl der Leittriebverbiss wie auch die Gesamtmenge gefressener Eichenblätter und -triebe noch einmal deutlich an (90–95 % Leittriebverbiss, gefressene Mengenanteile 70–90 %).

Die auf der A-Parzelle mit nur wenigen Exemplaren





vertretene Rotbuche zeigte 1997 einen Leittriebverbiss von 40 %, der in den Jahren 1998 und 1999 jedoch deutlich zurückging (0–15 % Leittriebverbiss).

Die wenigen bereits über Äserhöhe aufgewachsenen Birken blieben 1997 unverbissen und wurden 1998 nur geringfügig beäst. 1999 veränderte sich das Bild und die Birke wurde stärker verbissen. Die dabei gefressenen Mengenanteile an Blättern und Trieben lagen im Frühjahr 1999 bei 10 % und im Spätsommer bei 30 %. Im Jahr 2000 umfassten die gefressenen Mengenanteile an Birke

im Frühjahr 20 % und im Spätsommer 5 %.

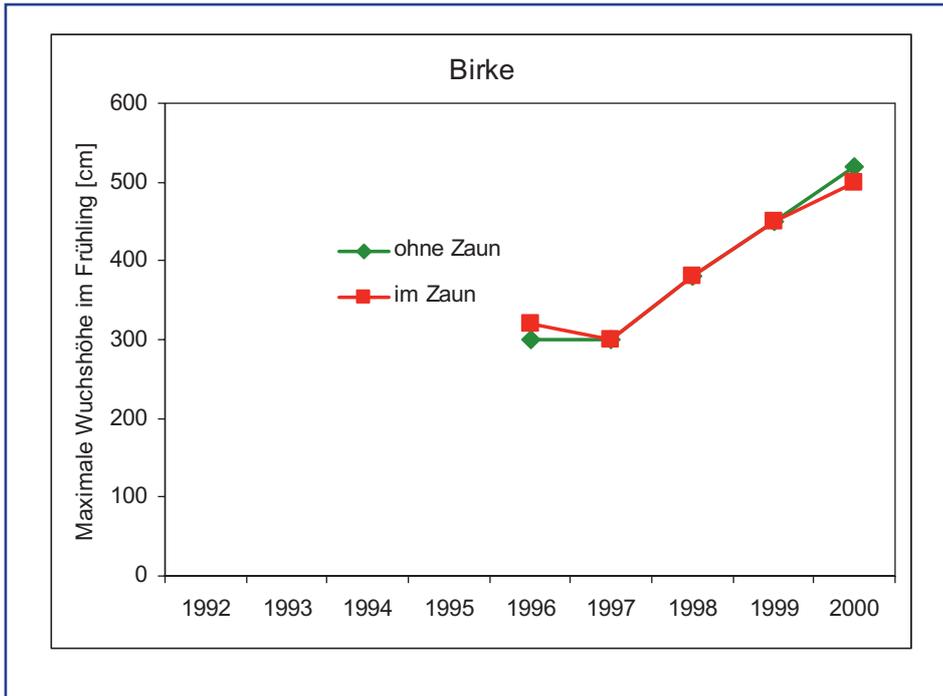
Entgegen dem meist erheblichen Winterverbiss war der Sommerverbiss gering. Einzig die Eiche wies im Spätsommer 1998 einen Leittriebverbiss von 70 % (Mengenanteil 50 %) auf und wurde im Jahre 2000 sogar ganzjährig stark verbissen. Dagegen wurde die Rotbuchenverjüngung in den Sommern von 1997 bis 2000 kaum verbissen.

Die noch im dichten Unterwuchs von Landreitgras und Brombeere wachsenden Gehölze der unteren Größenklassen waren – sofern sie noch in den Brombeerhecken standen – vor Verbiss geschützt.

Der Verlauf der Verbissintensität an den äsungsbeliebten Gehölzen verlief analog der Verbissmengen an Brombeeren und Himbeeren. Obwohl Rotwild im unmittelbaren Umfeld regelmäßig anwesend war (Lagerstellen), lagen die 1997 abgeästen Blatt- und Triebmengen bei weniger als 5 %. Im Jahre 1998 lagen die gefressenen Mengenanteile für Brombeere (20 % im Winter und 5 % im Sommer) und Himbeere (10 % im Winter und 5 % im Sommer) etwas höher als im Vorjahr und stiegen im Jahre 1999 nochmals an: Die Brombeere erreichte 30 % Mengenverbiss im Winter und 10 % im Sommer, die Himbeere 20 % Mengenverbiss im Winter und 10 % im Sommer. Das Jahr 2000 zeigte bei

Brombeere und Himbeere schließlich wieder umgekehrte Verhältnisse mit geringerem Verbiss im Winter (jeweils 2 %) und höherem Verbiss im Sommer (jeweils 10 %).

Betrachtet man die auf der Parzelle durch Fraß entnommene Pflanzenmasse, so war die Brombeere mit abgeästen Mengenanteilen von 2–10 % (zeitweilig bis 30 %) verbissener Triebmenge bei einem gleichzeitig hohen Deckungsgrad von bis zu 30 % die attraktivste Äsungspflanze. Die Brombeere war hier, wie auch auf den anderen Sturmwurf- und Waldblößen, die bedeutendste Äsung, die vor



allem im Winter und Frühjahr große Triebmengen als Nahrung bereitstellte. Kräuter und Gräser spielten demgegenüber in Weiserfläche 11 hinsichtlich Verbiss und verfügbarer Äsungsmenge eine nachrangige Rolle.

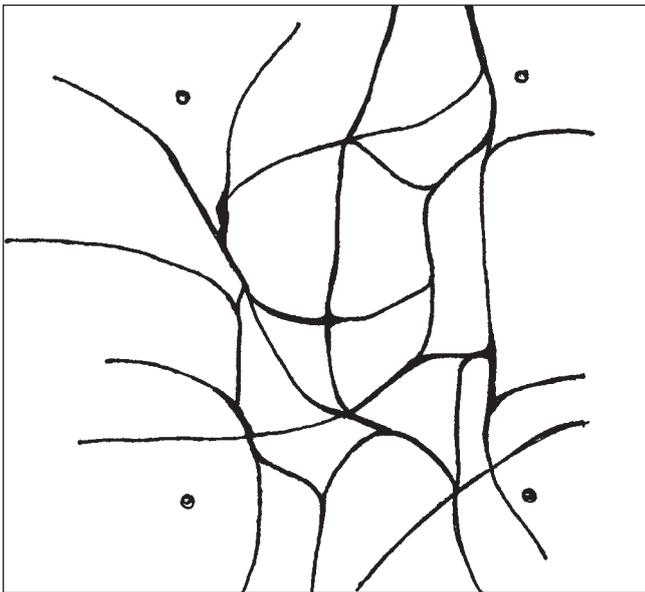
Die zum Zeitpunkt 2000 erkennbare Entwicklung der forstlich relevanten Baumarten auf der A-Parzelle zeigt für die Eiche eine relativ schlechte Vitalität. Bei durchweg hohem Leittriebverbiss lag die Gesamtmenge abgeäster Blätter und Triebe in den Jahren 1996 bis 2000 zwischen 40 und 90%. Zusätzlich zum Verbiss wurde die Entwicklung der Eiche durch den im



Entwicklung der Sukzession auf der Vergleich-Parzelle 11 A. Aufnahmen: Juni 1996 (oben). Juni 2000 (unten).



Zaun-Parzelle 11 B, vier Jahre nach der Zäunung (Aufnahme: Juni 2000).



Skizze der durch die Vergleich-Parzelle 10 A verlaufenden Wildwechsel. Der Abstand zwischen den vier Eckpfosten beträgt zwölf Meter (Aufnahme: Oktober 2000).

Tabelle 51: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 11 der Sturmwurfflächen (Aufnahme: September 1996, wenige Wochen nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		> 180 cm	
Hainbuche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotbuche	1	2	5	0	1	0	1	0	0	0
Eiche	2	1	6	3	20	12	0	0	0	0
Birke	1	0	2	1	3	5	0	1	3	8
Aspe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kiefer	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Grauweide	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Frühjahr mäßigen bis starken Raupenfraß und den im Sommer jährweise starken Mehltaubefall gehemmt. Insbesondere 1997 und 1998 besaßen die jungen Eichen im Frühjahr nach starkem Raupenbefall kaum noch Blattwerk und die im Juni neu ausgetriebenen Blätter waren gänzlich mit Mehltau befallen. Im Höhenzuwachs war kaum ein Fortschritt zu erkennen, die Maximalhöhe betrug seit 1996 140–160 cm, die Wuchshöhen gingen eher zurück: Zahlreiche Eichenpflanzen hatten nach Verbiss und Trockenheit seitlich neu ausgetrieben und waren mittlerweile klein- und/oder krummwüchsig bzw. kleinblättrig. Deutlich günstiger verlief die Entwicklung der Rotbuche in der A-Parzelle.

Betrachtet man in der gezäunten B-Parzelle die Entwicklung der forstlich relevanten Baumarten, so zeigte sich bei der gepflanzten Eiche hinsichtlich Mengenanteil und Anzahl der Jungpflanzen mindestens seit 1998 eine Stabilisierung und seit 2000 sogar ein Entwicklungsschub. Im Unterschied zur A-Parzelle war hier mittlerweile ein nennenswerter Höhenzuwachs zu verzeichnen. Die Maximalhöhe gepflanzter Eichen hatte sich von 140 cm (1992) auf 340 cm (2000) erhöht, und auch im Mengenanteil erreichte die Eiche im Jahre 2000 7% Deckungsgrad (gegenüber 3% in der A-Parzelle).

Die Rotbuche war in der B-Parzelle nur spärlich vertreten.

Auffällig vital war die Birkensukzession, die bis zum Jahr 2000 Baumhöhen bis zu 600 cm erreicht hatte.

Eine natürlich angesamte Eichenverjüngung existierte in der Sturmwurfparzelle 11 nicht, ebensowenig in den Sturmwurfparzellen 10 und 12.

Brombeer-Schlagflur-Gestrüpp (Weiserfläche 12)

Weiserfläche 12 (Abt. 631 B) liegt in einem dichten Brombeer-Schlagflurgestrüpp in einer ebenfalls stauwasser geprägten Flatterbinsen-Ausbildung auf wechsel-

feuchten, mesotrophen, mäßig basenreichen Braunerde-Auen-gley-Standorten. Die Waldblöße ist mit 0,6 ha im Vergleich zu den beiden anderen Sturmwurf-flächen klein. Auf eine Eichen-pflanzung wurde hier verzichtet. Die unmittelbar südlich der Stadtförsterwiese liegende Weiserfläche befand sich im Jahr 2000 in einer starken Brombeer-sukzession mit ansonsten nur spärlichem Baumjungwuchs. Die Brombeere hatte sich nach dem starken Zurückfrieren im Winter 1996/97 gut erholt und erreichte mittlerweile 65–75 % Deckungs-



Ruhelager von Wildschweinen im Umfeld der Weiserfläche 11 (Aufnahme: Oktober 2007).

grad in der A-Parzelle bzw. 45–50 % in der B-Parzelle. Die Brombeerhecken hatten sich gegenüber dem Spätsommer 1996 deutlich ausbreiten können und traten auf der Waldblöße sowie auch im unmittelbaren Umfeld bestandsbeherrschend auf. Auch die Himbeere war durch den kalten Winter 1996/97 stark beeinträchtigt worden. Sie hatte sich gegenüber 1996/97 in der A-Parzelle zunächst ausgebreitet (15–18 % Deckungsgrad), ging 1999 und 2000 aber wieder auf 8–10 % Deckungsgrad zurück.

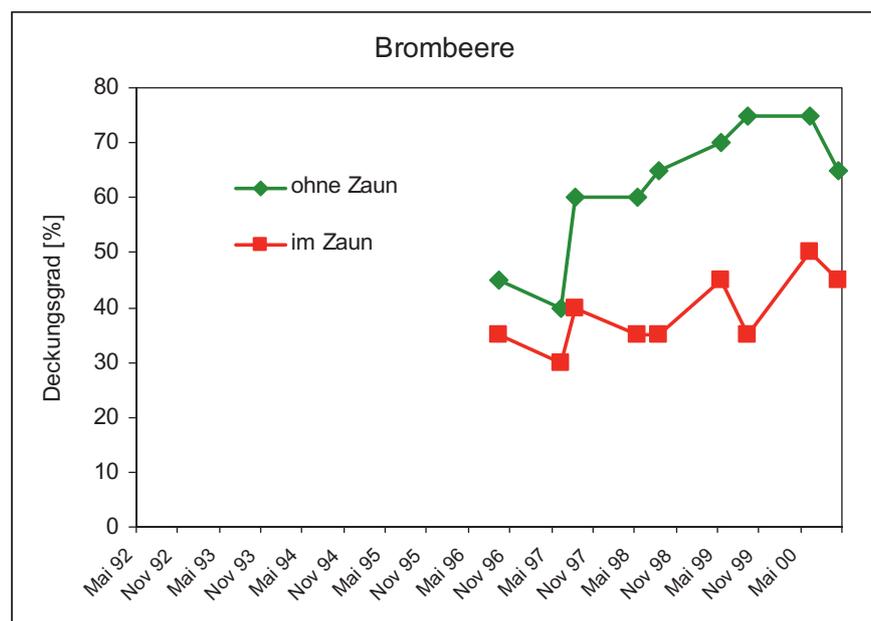
In der B-Parzelle erfolgte bis 1998 eine Ausbreitung der Himbeere auf 25–30% Deckungsgrad und blieb in den folgenden beiden Jahren unverändert hoch. Angesichts der fortlaufenden Sukzession, die zumeist die Brombeere gegenüber der Himbeere bevorteilt, ist diese Entwicklung erstaunlich. Ihre Ursache hat die starke Zunahme der Himbeere in der gezäunten B-Parzelle seit 1998 einerseits in dem Schutz vor Verbiss, andererseits weist der hier hohe Deckungsgrad der Himbeere auch auf die noch sehr dynamische Sukzession in dieser von Anfang an (Datendokumentation seit 1996) weniger stark von der Brombeere beherrschten Fläche hin. Neben der Himbeere konnten bislang die Flatterbinse, die Brennnessel und das Landreitgras ihre Mengenanteile seit 1996 in etwa halten bzw. waren nur leicht zurückgegangen. Alle übrigen Arten spielten mengenmäßig keine Rolle.

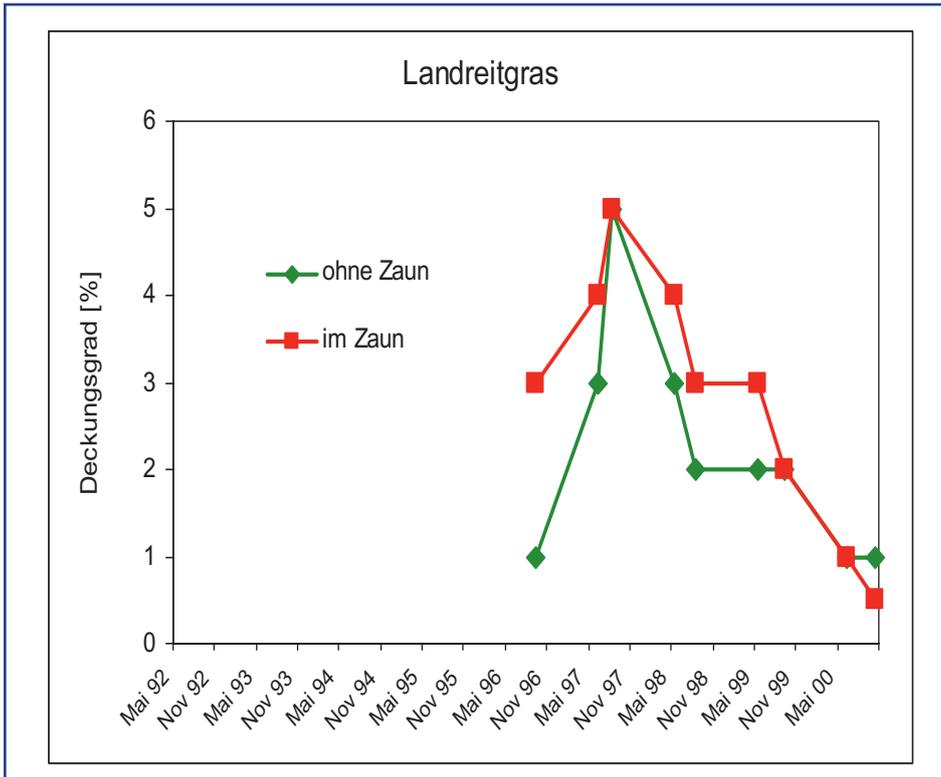
In der Artenzusammensetzung und Artmächtigkeit waren seit 1996 ansonsten keine nennenswerten Veränderungen feststellbar.

Die dem Wild zugänglichen dichten Brombeerherden der A-Parzelle wurden in den Jahren 1996–1999 regelmäßig von Schalenwild aufgesucht. Der Wildverbiss war – vergleichbar mit den anderen Sturmwurfllächen – auch hier erheblich und lag 1997 bei der Brombeere bei 30%. Auch der nur in Einzelexemplaren vorhandene Schwarze Holunder zeigte einen Verbissgrad von 30%. Geringfügig verbissen waren Birke, Himbeere und Brennnessel. Auch auf dieser Parzelle sank der Verbiss im Sommer sowohl bei Brombeere als auch bei Himbeere auf 5%. Das Verbissbild drehte sich in den Jahren 1998 und 1999, der Winterverbiss ließ nach, der Sommergebiss stieg an. Im Winter war nur noch ein geringfügiger Verbiss von 5% an Brombeere, Himbeere und Birke zu erkennen, während im Sommer der Verbiss an Birke, Himbeere und Brombeere mit 10–30% nunmehr erheblich war. Im Jahr 1999 hatte die Brombeere die absolute Dominanz erreicht. Mehrere Wildwechsel kreuzten nach wie vor die A-Parzelle. Im Jahre 2000 ging der Wildeinfluss merklich zurück, Wildwechsel durch die Fläche waren nicht mehr erkennbar, die Zugänglichkeit (auch für die Durchführung der Vegetationsaufnahme!) hatte dadurch deutlich abgenommen. Der Wildverbiss hatte beträchtlich nachgelassen, die Verbissmengen an Brombeer- und Himbeerranken verringerten sich auf 2–5%.

Von der Äsungsmenge war in der Sturmwurflläche 12 die Brombeere mit Abstand die beliebteste und mengenmäßig bedeutsamste Äsungspflanze. In den Jahren 1998

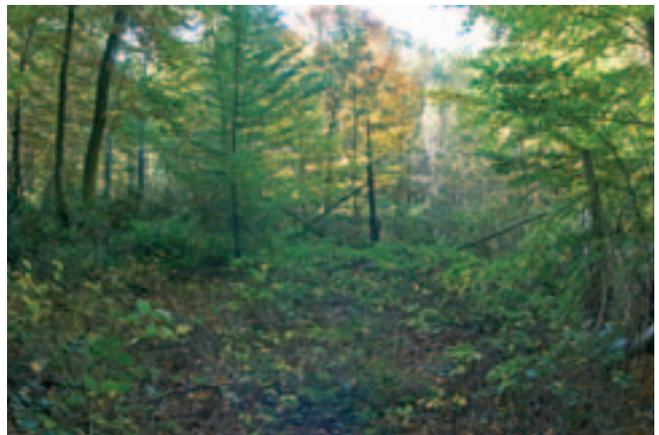
Weiserfläche W12





und 1999 waren auch Himbeere und Birke ähnlich stark oder gar stärker verbissen worden. Allerdings waren die Äsungsmengen dieser beiden Gehölzarten aufgrund des geringeren Deckungsgrades wesentlich kleiner. Die wenigen im dichten Unterwuchs der Brombeere wachsenden Gehölze der unteren Größenklassen waren zum Stand 2000 weitgehend vor Verbiss geschützt.

Anhand der im Jahr 2000 auftretenden Artenkombination und der wassergeprägten Standorte am Auenrand ist die Fläche als potenziell natürlicher Eichen-Hainbuchenwald einzustufen. Während in der A-Parzelle bislang nur der Birke eine Etablierung auf der Waldblöße gelang (allerdings



Entwicklung der Sukzession auf Weiserfläche 12. Vergleichs- und Zaun-Parzellen 1999 (oben) und 2007 (unten) (Aufnahmen: Mai 1999, Oktober 2007).

seit 1996 durch die starke Brombeerdominanz von neun auf nur noch zwei sichtbare Exemplare zurückgedrängt), waren in die B-Parzelle Einzel Exemplare der Rotbuche, der Hainbuche, der Fichte und der Vogelbeere eingewandert und aufgewachsen. Die weitere Entwicklung der Weiserfläche im Sukzessionsverlauf kann zum Stand 2000 nur schwer prognostiziert werden. Da kaum Gehölzjungwuchs vorhanden ist, kann die Verdrängung der dichten Brombeerherden langfristig fast nur durch zunehmende Beschattung von den Rändern her geschehen. Dieser Prozess wird vermutlich Jahrzehnte benötigen und schließlich zu edellaubholzreichen, lichten Waldbeständen führen, in denen die im Umfeld anwesenden Baumarten Esche, Hainbuche, Rotbuche und z.T. Schwarzerle und Ulme, wohl aber kaum die Eiche, eine Rolle spielen werden.

4.4 Wildeinfluss auf den Waldwiesen

Die Pflanzengesellschaften der Wiesen sind Spiegelbilder der standörtlichen Bedingungen. Die Artenzusammensetzung einer Wiese reagiert daher empfindlich auf standörtliche Veränderungen. Neben den standörtlich gegebenen Bodenfaktoren sind insbesondere die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung und die durch Jahreswitterung und Entwässerungsregime bedingten Wasserhaushaltsschwankungen die entscheidenden Faktoren (Goebel 1995). Das Faktorenggefüge kann in seiner Wirkung durch Wildtiereinflüsse ergänzt werden. Die bedeutendsten Einflüsse sind das Bodenwühlen durch Wildschweine (u.a. Falinski 1986; Schneider 2002; Simon & Goebel 1999; Treiber 1997), der Fraß und das Bauen von Gangsystemen durch Kleinsäuger (u.a. Leutert 1983; Lindner 1994) sowie der Wildverbiss durch Schalenwild (u.a. Holzgang 1997; Krüsi et al. 1995; Petrak 1992).

Die Vegetationskunde beschreibt solche Vorgänge in ihrer dynamischen Entwicklung, dokumentiert Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Verschiebungen in den Artmächtigkeiten und analysiert die bestimmenden Wirkfaktoren.

Tabelle 52: Gehölzverjüngung auf der ungezäunten A-Parzelle und der gezäunten B-Parzelle (grau unterlegt) auf Weiserfläche 12 der Sturmwurfflächen (Aufnahme: September 1996, wenige Wochen nach Einrichtung der Weiserfläche)

Wuchshöhen der Gehölzverjüngung										
Baumarten	10–40 cm		41–80 cm		81–140 cm		141–180 cm		>180 cm	
Hainbuche	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Rotbuche	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Eiche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Birke	1	0	5	0	3	0	1	0	0	0
Kiefer	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Das im Wildschutzgebiet Kranichstein auf den Waldwiesen installierte wildökologisch-vegetationskundliche Monitoring ist beispielgebend und in seinem Datenbestand für Deutschland nahezu einzigartig.

4.4.1 Artenreiche Waldwiesen sind hervorragende Äsungsflächen

Die Waldwiesen in Kranichstein sind durch besonders artenreiche und vielfältige Pflanzengemeinschaften geprägt. Der Artenreichtum ist unter anderem die Folge einer über Jahrhunderte extensiven Nutzungsweise der Wiesen (keine Stickstoffdüngung!). Unterschiedliche Standortverhältnisse im Boden, vor allem Basenreich-



Wildschweinwühlen zwischen den Seggenbulten: Auf der Suche nach den Rhizomen der Sumpfschwertlilie (Aufnahme: Oktober 2007, am Rand der Hengstriedwiese).



Losungshaufen auf den Wiesen zeugen von der hohen Attraktivität der Gräser und Kräuter. Im Bild: Rothirschlosung.

tum und Feuchtegrad, führten zu einem kleinräumigen Wechsel der Pflanzengemeinschaften und damit zu einem Mosaik zeitlich verschiedener Blüh- und Reifephasen der Pflanzen. Der Futterwert liegt dadurch nahezu ganzjährig auf hohem Niveau und erklärt die hohe Äsungsattraktivität dieser Waldwiesen für Schalenwild. Durch die Artenvielfalt finden Rothirsch, Damhirsch und Reh als unterschiedliche Wiederkäuertypen mit verschiedenartigen Ansprüchen an Protein- und Rohfasergehalt (Hofmann 1985) ganzjährig Äsung im artenreichen Mosaik der Pflanzengesellschaften.

Die Beobachtbarkeit des Schalenwildes auf den Wiesen ist bemerkenswert hoch. Im Durchschnitt wurden vier Stück Schalenwild pro Ansitzstunde beobachtet. Beson-

ders hoch ist die Zahl beobachteter Tiere auf den artenreichsten und größten Wiesen Hengstriedwiese, Rottwiese und Kernwiese. Mit entscheidend für die Attraktivität der Waldwiesen ist für die Tiere das Sicherheitsgefühl auf den Wiesen. Wegeführung, Besucherlenkung und Jagdausübung (Wildruhezonen, Jagdintervalle, Jagdruhe auf den Wiesen) berücksichtigen in Kranichstein daher das Sicherheitsbedürfnis der Tiere auf allen Waldwiesen (vgl. Kap. 5.5). Eine hohe Bereitschaft, früh am Abend auszutreten bzw. lange auf den Wiesen zu äsen, ist besonders auf den großen Waldwiesen mit Flächengrößen von sieben bis dreizehn Hektar zu beobachten.

Artenreichtum, Flächengröße und Gesamtattraktivität der Waldwiesen ergänzen sich in Kranichstein in nahezu idealer Weise und zeigen sich durch eine hohe Beobachtungshäufigkeit und lange Verweildauer weiblicher Rotwildverbände in den Sommermonaten auf den Wiesen (vgl. Petrak 1984).

Im Sommer haben die Alttiere, bedingt durch Fellwechsel, Fötenwachstum und Laktation, einen sehr hohen Energiebedarf, andererseits ist das Sicherheitsbedürfnis nach der Geburt der Kälber besonders hoch. Während insgesamt 402 Ansitzstunden wurden in über 102 Stunden weibliche Rotwildverbände in den Sommer- und Herbstmonaten (Mai–Oktober 1991) auf den Wiesen Kranichsteins beobachtet. Mehr als 90% der Beobachtungszeit mit Rotwild verteilt sich auf die drei größten und artenreichsten Waldwiesen. Sowohl auf der Rottwiese als auch auf der Kernwiese lag die mittlere Aufenthaltsdauer (vor allem Äsen, aber auch Wiederkäuen und Ruhen) eines Kahlwildrudels pro Beobachtungsansitz bei mehr als 60 Minuten!

Die geringere Verweildauer auf der Hengstriedwiese trotz ihrer Größe von 6,9 ha und ihres Pflanzenartenreichtums sowie ihrer insgesamt sehr hohen Attraktivität ist durch einen Hauptspazierweg bedingt, der die Wiese quert. Im Vergleich zu weiter abseits gelegenen Waldwiesen wie Höllwiese, Stadtförsterwiese und Spitalwiese ist die Verweildauer auf der Hengstriedwiese trotz der Störwirkung durch Waldbesucher jedoch noch immer bemerkenswert hoch.



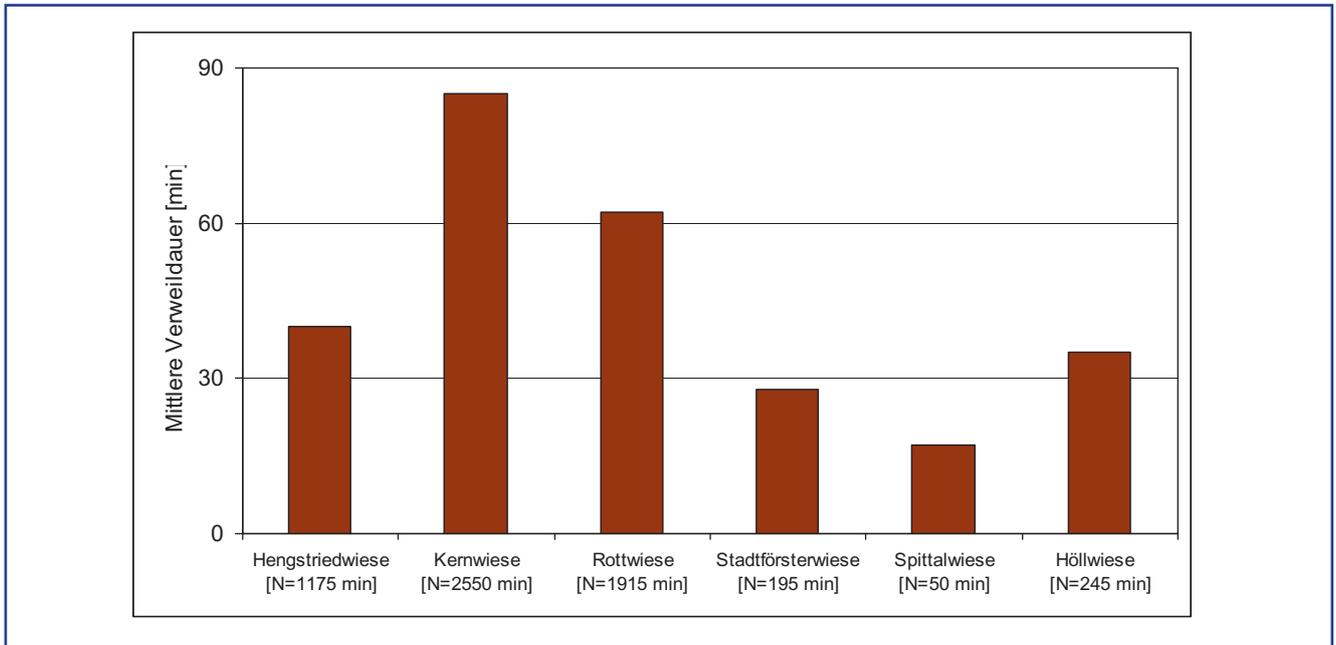
Blick über die Rottwiese mit zwei der vier im Frühjahr 1992 eingerichteten Weiserflächen (Aufnahme: Weiserflächen 1 und 2, September 1992).

4.4.2 Bestandssituation und -entwicklung in den Wiesengesellschaften

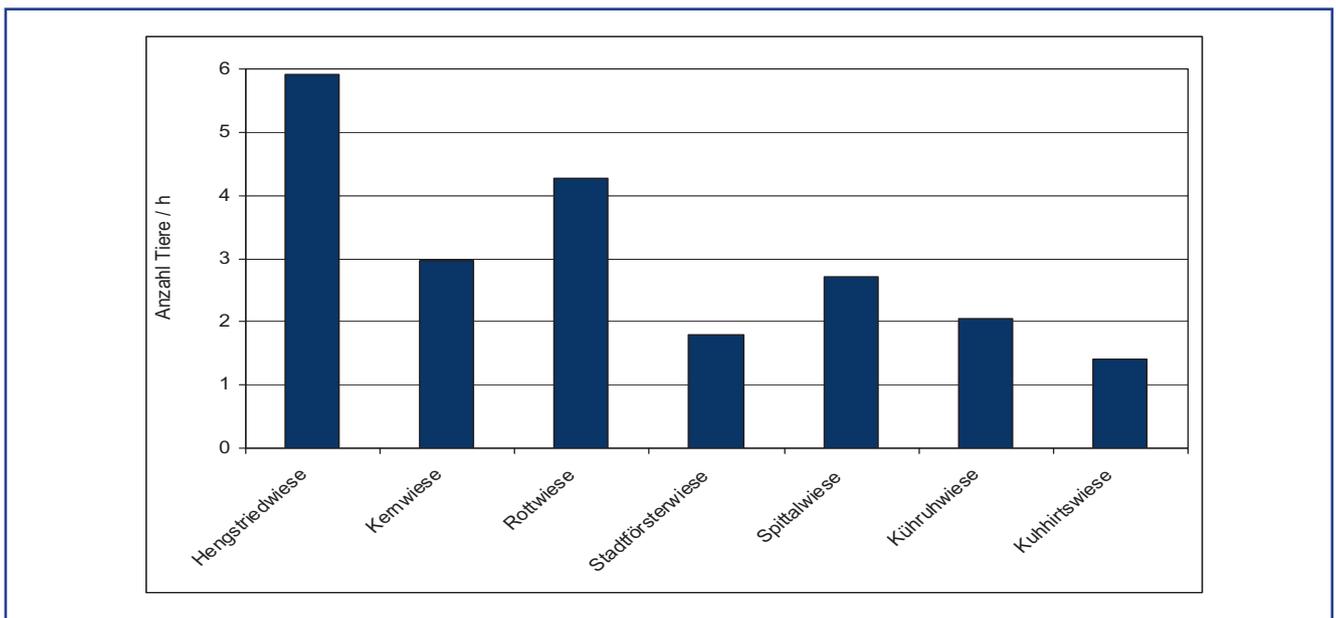
Die größte und artenreichste Waldwiese in Kranichstein ist die Rottwiese. Hochgradig schutzwürdige und hessenweit sehr seltene Pflanzengesellschaften prägen das

Vegetationsbild dieser 13,4 ha großen Wiese. Im Rahmen der vegetationskundlich-wildbiologischen Feldarbeiten im Wildschutzgebiet bot sich hier die einmalige Chance, die Entwicklung der Wiesengesellschaften unter dem Einfluss der Beäsung durch Schalenwild und dem Bodenwühlen durch Wildschweine detailliert zu beobachten.

Im Jahr 1992 wurden daher vier Weiserflächen-Paare



Wiesennutzung durch Schalenwild im Wildschutzgebiet Kranichstein. Anzahl beobachteter Tiere pro Beobachtungsstunde auf den sieben attraktivsten Waldwiesen im Wildschutzgebiet. Grundlage waren 1.473 beobachtete Stück Schalenwild (Rotwild, Damwild, Rehwild) in 402,4 Ansitzstunden in den Monaten Mai bis Oktober.



Mittlere Verweildauer von weiblichen Rotwildverbänden (Äsen, Wiederkäuen, Ruhen) auf den Waldwiesen in Kranichstein. Grundlage sind 402,4 Ansitzstunden bzw. 102,2 Ansitzstunden mit beobachteten Weibchenrudeln in den Monaten Mai bis Oktober.



Tagaktiv äsendes Rudel weiblicher Rothirsche.

auf der Rottwiese eingerichtet, die die bedeutendsten Wiesengesellschaften repräsentieren:

- Feuchte Pfeifengraswiesen
- Wechselfeuchte Pfeifengraswiesen
- Wechsellrockene Borstgrasrasen
- Wechsellrockene, magere Glatthaferwiesen

Feuchte Pfeifengraswiesen (Weiserfläche Wi 1)

Magere Feuchtwiesen sind charakteristisch für die Wiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein und insbesondere für die Rottwiese. Es handelt sich um europaweit stark gefährdete und geschützte Grünland-Lebensräume, die mit ihren Restvorkommen im Wildschutzgebiet Kranichstein ökologisch von außerordentlich hoher Bedeutung und in Hessen allgemein sehr selten geworden sind.

Weiserfläche Wi 1 ist beispielhaft für die im subatlantischen Klimabereich vorkommende Kümmelsilgen-Binsen-Pfeifengraswiese (vgl. Goebel 1995). Es handelt sich hier um die typische Ausbildung der Gesellschaft auf ganzjährig feuchten, oligo- bis mesotrophen, sehr basenreichen Standorten mit dem Bodentyp Nassgley aus holozänen Auensedimenten. Hervorzuheben sind zahlreiche Rote-Liste-Arten, die zum Teil auf der Weiserfläche und zum Teil in unmittelbarer Umgebung wachsen (vgl. Tab. 53).

Bodenumbruch durch Wildschweine umfasste 1992 5% der ungezäunten A-Parzelle. In den Folgejahren 1993–1999 war auf der Parzelle zwar regelmäßiges, meist im Herbst auftretendes Stochern und Anwühlen mit der Rüsselscheibe zu beobachten, ein tatsächlicher Bodenumbruch erfolgte jedoch nicht. Schließlich durchwühlten Wildschweine im Frühjahr 2000 80% (!) der A-Parzelle. Als Folge davon haben sich Mengen- bzw. Deckungsgradanteile vieler Pflanzenarten verändert, überraschen-

derweise jedoch kaum das Artenspektrum: Die meisten Arten waren bei der Sommeraufnahme im Juni 2000 wieder (bzw. noch) präsent. Besonders bemerkenswert war das plötzlich massenhafte Auftreten der stark gefährdeten Natternzunge, die als Pionierpflanze durch den Bodenumbruch der Wildschweine gefördert worden war und 3–4 Monate nach dem Umbruch eine Individuendichte von 23 Exemplaren pro m² (!) erreichte.

Betrachtet man die Entwicklung in der Intensität der Beäsung sowie den selektiven Verbiss besonders beliebter Arten über den Beobachtungszeitraum von 1992–2000, so zeigt sich, dass

Tabelle 53: Wertgebende Arten der Kümmelsilgen-Binsen-Pfeifengraswiese auf der Rottwiese

Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>
Natternzunge	<i>Ophioglossum vulgatum</i>
Färberscharte	<i>Serratula tinctoria</i>
Kümmelsilge	<i>Selinum carvifolia</i>
Haarstrang-Wasserfenchel	<i>Oenanthe peucedanifolia</i>
Sumpfstendelwurz	<i>Epipactis palustris</i>
Lungenenzian	<i>Gentiana pneumonanthe</i>
Sumpflöwenzahn	<i>Taraxacum palustre</i> agg.
Saumsegge	<i>Carex hostiana</i>

insbesondere Wiesenpflanzen mit proteinreichen Blüten und Fruchtständen bzw. Blättern regelmäßig verbissen wurden, wobei die höchsten Verbissgrade mit Äsungsmengenzahlen von 3–5 an der Sibirischen Schwertlilie beobachtet wurden. Vor allem nach dem Abblühen wurden die Fruchtstände während der Fruchtknotenausbildung selektiv von den Hirscharten beäst. Bereits zur Blütezeit bis zum Zeitpunkt der Fruchtknotenreife wurden die Stengel der Schwertlilie gleichermaßen intensiv von Gehäuseschnecken der Gattung *Oxychilus* aus der Familie der Glanzschnecken (*Zonitidae*) befreßen. Die angefreßenen Blütenstände knickten unter dem Gewicht der Blüte bzw. des Fruchtknotens ein und brachen schließlich ab. In diesem Zustand war der „durchgeraspelte“ Stengel bei ungenauem Hinsehen mit einem ausgefransten Schalenwildabbiß durchaus zu verwechseln.

Im Verlauf bis zum Jahr 2000 zeigte sich in der A-Parzelle, dass die Äsungsmengenzahlen, also die Verbissintensität, in den Jahren 1998 und 2000 erkennbar höher lagen als in den übrigen Jahren. Vor allem im Jahr 2000



Bodenumbruch in der Kümmelsilgen-Binsen-Pfeifengraswiese förderte die Ausbreitung der Natterzunge, einer seltenen Farnpflanze der Feuchtwiesen.



Die Sibirische Schwertlilie hält auf der Rottwiese einen Verbreitungsschwerpunkt für Hessen.

war an der aufwachsenden Vegetation nach vorangegangenem Schwarzwildumbruch eine auffallend stärkere Beäsung als in den Vorjahren festzustellen. Die Artenzahl ist weitgehend konstant geblieben. 1992 wurden 55 Arten, 1999 52 Arten und in 2000 (nach dem Wiesenumbruch durch Wildschweine) 54 Arten festgestellt. An 33 dieser Arten war regelmäßig erkennbarer Verbiss festzustellen.

Vergleicht man die Entwicklung der Deckungsgrade der Arten in der ungezäunten A-Parzelle, so lassen sich im Zeitraum 1992–2000 in der Bestandszusammensetzung kaum Veränderungen feststellen. In der Artmächtigkeit etwas abgenommen haben in den Jahren 1992–1999 (lässt man das Jahr 2000 mit seinem starken Wildschweinumbruch unberücksichtigt) von den häufiger beästen Wiesenpflanzen der Scharfe Hahnenfuß, das Echte Labkraut und vorübergehend auch die Waldbinse. Insbesondere die Waldbinse hatte sich 1999 jedoch infolge einer höheren Bodenfeuchte wieder deutlich ausgebreitet.

Auffällig ist die seit 1997 deutlich erkennbare Zunahme von Arten der Pfeifengraswiesen wie Färberscharte, Heilziest, Pfeifengras und Kümmelsilge, die trotz häufigem Verbiss ihren Mengenanteil erhöhen konnten. Dies zeigt, dass die Kümmelsilgen-Pfeifengraswiese sich in einem unter den gegebenen Nutzungs- und Äsungsbedingungen sehr stabilen Gleichgewicht befindet und dass wegen der seit Jahren ausbleibenden Düngung ihre Charakterarten

Tabelle 54: In der Pflanzengesellschaft der feuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 1 wurden acht Pflanzenarten jedes Jahr mit hohen Äsungsmengenzahlen von 1–3 (selten auch 4) bevorzugt beäst. Weitere sieben Arten* wurden ebenso selektiv (jedoch nicht jedes Jahr) mit hohen Äsungszahlen von 1–4 verbissen

Färberscharte	<i>Serratula tinctoria</i>
Scharfer Hahnenfuß	<i>Ranunculus acris</i>
Echtes Labkraut	<i>Galium verum</i>
Waldbinse	<i>Juncus acutiflorus</i>
Sumpfschafgarbe	<i>Achillea ptarmica</i>
Sumpfschagge	<i>Carex acutiformis</i>
Heilziest	<i>Betonica officinalis</i>
Wiesenlieschgras	<i>Phleum pratense</i>
Kleiner Klappertopf*	<i>Rhinanthus minor</i>
Wiesensilge*	<i>Silaum silaus</i>
Wolliges Honiggras*	<i>Holcus lanatus</i>
Kümmelsilge*	<i>Selinum carvifolia</i>
Kleine Brunelle*	<i>Prunella vulgaris</i>
Wiesenflockenblume*	<i>Centaurea jacea</i>
Ackerkratzdistel*	<i>Cirsium arvense</i>

Tabelle 55: In der Pflanzengesellschaft der feuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 1 wurden neun Pflanzenarten selektiv (jedoch nicht jedes Jahr) mit Äsungsmengenzahlen von 1 (selten auch 2–4) beäst

Kammgras	<i>Cynosurus cristatus</i>
Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
Kleine Brunelle	<i>Prunella vulgaris</i>
Ufermädelsüß	<i>Filipendula ulmaria</i>
Großer Wiesenknopf	<i>Sanguisorba officinalis</i>
Wiesenschwingel	<i>Festuca pratensis</i>
Rotklee	<i>Trifolium pratense</i>
Wiesensauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>
Rohrschwingel	<i>Festuca arundinacea</i>

Tabelle 56: In der Pflanzengesellschaft der feuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 1 war an acht weiteren Arten regelmäßiger, jedoch nur geringer Verbiss festzustellen

Rotschwingel	<i>Festuca rubra</i>
Wiesenrispe	<i>Poa pratensis</i>
Moorlabkraut	<i>Galium uliginosum</i>
Rasenschmiele	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Sumpfkatzdistel	<i>Cirsium palustre</i>
Kuckuckslichtnelke	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
Gundermann	<i>Glechoma hederacea</i>
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>

infolge Ausmagerung zunehmen. Darüber hinaus konnten sich auch gewöhnliche Wiesenarten wie der Rotklee innerhalb der Parzelle kontinuierlich ausbreiten. Die Mengenzunahme des Rotklee zeigt, dass der (landwirtschaftliche) Futterwert der Fläche im Laufe der Jahre trotz Ausmagerung zumindest nicht abgenommen hat. Ungeklärt bleibt mit dem Abschluss der Arbeiten im Herbst 2000 die Frage, ob nach dem starken Wiesenumbruch im Frühjahr 2000 die artbezogenen Deckungsgrade und Mengenanteile des Jahres 1999 wieder erreicht werden konnten.

Die Veränderungen in der gezäunten B-Parzelle sind beachtlich und bereits für den Laien mit bloßem Auge erkennbar. Die Zaun-Parzelle zeigt gegenüber der Vergleich-Parzelle eine zum Teil erhebliche Verschiebung der Artenmächtigkeiten, die sich auch physiognomisch in



Blick in die Zaun-Parzelle von Weiserfläche Wi 1. Stark ausgeprägter Aspekt mit Wiesenflockenblume und weißblühendem Mädelsüß (Aufnahme: Juni 2000).



Freigewähltes Rhizom der Waldbinse nach Wildschweinumbbruch. Die Rhizome werden in der Regel nicht gefressen (Aufnahme: April 1998).

der Wiese deutlich erkennen lässt. Einige der außerhalb des Zaunes regelmäßig beästen Pflanzenarten haben sich innerhalb des Zaunes bis zum Jahr 2000 stark ausgebreitet: Wiesenflockenblume, Ufermädelsüß und Kümmelsilge. Vorübergehend stark ausgebreitet hatten sich auch Echtes Labkraut und Wiesensilge. Beide Arten nahmen aber seit 1999 wieder ab. Auch breiteten sich bis zum Jahr 2000 kontinuierlich, jedoch in geringerem Umfang Färberscharte, Kümmelsilge, Großer Wiesenknopf und Gilbweiderich aus. Trotz des mittlerweile hochwüchsigen Aussehens, das mehr einer Hochstaudenflur als einer Wiese ähnelt, konnte sich auch in der Zaun-Parzelle die Pfeifengraswiese stabilisieren.

Die Ausbreitung der oben genannten, relativ hochwüchsigen und/oder konkurrenzkräftigen Arten führte im Zaun zum mengenmäßigen Rückgang anderer, meist niedrigwüchsiger Wiesenpflanzen wie Rotklee, Spitzwegerich und Kleiner Klappertopf. Obwohl die gezäunte B-Parzelle zeitgleich mit der A-Parzelle mit einem manuellen Freischneidegerät jeden Sommer in gleichem Mähabstand zum Boden wie das Umfeld gemäht wurde, zeigte sich nach neun Jahren Schalenwildausschluss im Zaun eine deutliche Mengenverschiebung zwischen Kräutern und Gräsern. Während einige Kräuter sich stark ausgebreitet haben, ist unter den Gräsern insbesondere der 1992 stark vertretene, konkurrenzstarke Rohrschwengel erheblich und weitere Gräser (Wiesenschwengel, Rotschwengel, Kammgras, Gemeines Rispengras, Wiesenlieschgras) leicht zurückgegangen. Die Artenzahl der Zaun-Parzelle ist mit 49 Arten im Jahre 1992 und 47 Arten im Jahre 2000 fast gleich geblieben, wobei sich die Kräuter der Magerwiesen halten oder sogar ausbreiten konnten.

Die Bilanz der bisherigen Entwicklung ist eindrucksvoll.



Das Gelbe Labkraut, eine Charakterart der Pfeifengraswiesen und beliebte Äsungspflanze (Aufnahme: Juni 1998).

Innerhalb von neun Jahren erfolgten in der eingezäunten B-Parzelle erhebliche Verschiebungen in den Artenmächtigkeiten, nachdem vor allem Verbiss, Umbruch und Tritt des Schalenwildes ausgeschlossen wurde. Einige hochwüchsige, konkurrenzkräftige Kräuter konnten sich ausbreiten und verdrängten dadurch konkurrenzschwächere, niederwüchsige Kräuter und zahlreiche Gräser.

Wechselfeuchte Pfeifengraswiesen (Weiserfläche Wi 2)

Wechselfeuchte Pfeifengraswiesen sind ebenfalls sehr charakteristisch für das Wildschutzgebiet Kranichstein und kommen insbesondere auf der Rottwiese großflächig vor. Es handelt sich auch bei diesem Wiesentyp um europaweit stark gefährdete und geschützte Grünland-Lebensräume von ökologisch außerordentlich hoher Bedeutung.

Weiserfläche Wi 2 ist beispielhaft für die im subatlantischen Klimabereich auf meist tonreichen Auenböden vorkommende Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese (vgl. Goebel 1995). Es handelt sich hier um die Hundsstraußgras-Ausbildung der Gesellschaft auf wechselfeuchten, oligo-mesotrophen, basenreichen, aber oberflächlich leicht versauerten Standorten mit dem Bodentyp Auenpseudogley aus holozänen Auensedimenten über Rotliegendem. Hervorzuheben sind zahlreiche Rote-Liste-Arten (vgl. Tab. 57 und 58).

Bodenumbruch durch Wildschweine erfolgte in den Jahren 1992–2000 nicht; Stochern und Bodenanschieben mit der Rüsselscheibe waren jedoch auch hier regelmäßig zu beobachten.



Weiserfläche Wi 2. Im Vordergrund liegt die Vergleichs-Parzelle A, im Hintergrund die Zaun-Parzelle B (Aufnahme: Juni 2000).

Tabelle 57: Wertgebende Arten der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf der Rottwiese (Weiserfläche)

Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>
Kriechweide	<i>Salix repens</i>
Nordisches Labkraut	<i>Galium boreale</i>
Färberscharte	<i>Serratula tinctoria</i>
Kümmelsilge	<i>Selinum carvifolia</i>

Tabelle 58: Wertgebende Arten der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf der Rottwiese (Umgebung der Weiserfläche)

Filzsegge	<i>Carex tomentosa</i>
Weidenalant	<i>Inula salicina</i>
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>
Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>
Natternzunge	<i>Ophioglossum vulgatum</i>

Betrachtet man die Entwicklung in der Intensität der Beäsung ebenso wie den selektiven Verbiss besonders beliebter Arten über den Untersuchungszeitraum, so zeigt sich auch auf Parzelle 2 A, dass insbesondere Wiesenpflanzen mit proteinreichen Blüten und Fruchtständen bzw. Blättern regelmäßig mit Äsungsmengenzahlen von 1–2 (seltener auch 3) verbissen wurden.

Die nichtgezäunte A-Fläche ist in ihrer Entwicklung seit 1992 deutlich artenreicher geworden: Die Artenzahl stieg von 43 auf 54 Arten! An 29 dieser Arten war sporadisch bis regelmäßig erkennbarer Verbiss festzustellen.



Gern beäst: die Sumpfkatzdistel. Im Bild mit nektarsaugendem „Blutströpfchen“, einem Widderchen-Falter (Aufnahme: August 1998).

Vergleicht man die Entwicklung der Arten in der A-Fläche, so zeigen sich nur geringfügige Veränderungen in der Bestandszusammensetzung seit 1992. In der Artmächtigkeit geringfügig abgenommen haben während der vergangenen neun Jahre unter den bevorzugt bestäuten Wiesenpflanzen der Scharfe Hahnenfuß, der Wiesensauerampfer, die Wiesenmargerite und die Hirsesegge. Gleichermaßen rückgängig sind auch weniger stark bestäute Pflanzenarten wie Wiesenschwingel, Rotschwingel, Wolliges Honiggras und Kriechender Günsel. Letztere sind

Tabelle 59: In der Pflanzengesellschaft der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 2 wurden sechs Pflanzenarten jedes Jahr mit hohen Äsungsmengenzahlen von 1–3 (selten auch 4) bevorzugt beäst

Kümmelsilge	<i>Selinum carvifolia</i>
Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>
Waldbinse	<i>Juncus acutiflorus</i>
Gilbweiderich	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Kleiner Klappertopf	<i>Rhinanthus minor</i>
Wiesenflockenblume	<i>Centaurea jacea</i>

Tabelle 60: In der Pflanzengesellschaft der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 2 wurden vier Pflanzenarten fast jedes Jahr mit Äsungsmengenzahlen von 1–2 (selten auch 3) bevorzugt beäst

Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
Wiesenmargerite	<i>Leucanthemum ircutianum</i>
Heilziest	<i>Betonica officinalis</i>
Wiesensauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>

Tabelle 61: In der Pflanzengesellschaft der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 2 wurden weitere neun Arten selektiv (jedoch nicht jedes Jahr) mit Äsungsmengenzahlen von 1 (selten auch 2) beäst

Wolliges Honiggras	<i>Holcus lanatus</i>
Kleine Brunelle	<i>Prunella vulgaris</i>
Scharfer Hahnenfuß	<i>Ranunculus acris</i>
Echtes Labkraut	<i>Galium verum</i>
Wiesensilge	<i>Silaum silaus</i>
Kuckuckslichtnelke	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
Hirsesegge	<i>Carex panicea</i>
Großer Wiesenknopf	<i>Sanguisorba officinalis</i>
Rotklee	<i>Trifolium pratense</i>

Tabelle 62: In der Pflanzengesellschaft der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 2 war an zehn weiteren Arten regelmäßiger, jedoch nur geringer Verbiss festzustellen

Rotschwengel	<i>Festuca rubra</i>
Gemeinem Ferkelkraut	<i>Hypochaeris radicata</i>
Pfeifengras	<i>Molinia arundinacea</i>
Kriechhahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>
Kriechender Günsel	<i>Ajuga reptans</i>
Wiesenlöwenzahn	<i>Taraxacum officinale</i>
Wiesenschwingel	<i>Festuca pratensis</i>
Bleichsegge	<i>Carex pallescens</i>
Nordischem Labkraut	<i>Galium boreale</i>
Ruchgras	<i>Anthoxanthum odoratum</i>

Tabelle 63: Arten der wechselfeuchten Pfeifengraswiese auf Weiserfläche Wi 2, die sich trotz regelmäßiger und zum Teil intensiver Beäsung in ihrer Artmächtigkeit ausgebreitet haben

Kümmelsilge	<i>Selinum carvifolia</i>
Nordisches Labkraut	<i>Galium boreale</i>
Echtes Labkraut	<i>Galium verum</i>
Pfeifengras	<i>Molinia arundinacea</i>
Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>
Zittergras	<i>Briza media</i>
Blutwurz	<i>Potentilla erecta</i>
Teufelsabbiss	<i>Succisa pratensis</i>
Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>
Hundsstraußgras	<i>Agrostis canina</i>
Bleichsegge	<i>Carex pallescens</i>

zum Teil Arten, die als relative Nährstoffzeiger gelten und infolge der Ausmagerung nun rückläufig sind.

Zugenommen bzw. erstmalig aufgetreten sind Magerkeitszeiger der Pfeifengraswiesen. Einige dieser Arten sind selektiv bevorzugte Äsungspflanzen und haben dennoch zugenommen (vgl. Tab. 59 und 63).

Die Mengenzunahme des Rotklee zeigt auch hier, dass der (landwirtschaftliche) Futterwert der Wiesengesellschaft im Laufe der Jahre trotz Ausmagerung zumindest nicht abgenommen hat.

Auffällig ist in der Bestandsentwicklung sowohl der A- als auch der gezäunten B-Parzelle die mengenmäßige Zunahme von Säurezeigern, die auf geringfügig sinkende pH-Werte von vermutlich etwa 6,0 auf 5,5 und geringere



Ausbreitung von Wiesenmargerite und Kriechweide in der Zaun-Parzelle der Weiserfläche Wi 2 (Aufnahme: Juni 2000).

Basensättigung im Oberboden hinweisen. Zu nennen sind hier vor allem Hundsstraußgras und Bleichsegge. Die Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese liegt damit nunmehr an dieser Stelle in ihrer acidophytischen Hundsstraußgras-Ausbildung vor, die auch an anderen Stellen im Wildschutzgebiet und im Messeler Hügelland auf noch basenreichen, aber oberflächlich langsam versauernden Auenlehmböden auftritt.

Die Betrachtung der gezäunten B-Vergleichsparzelle zeigt einige Verschiebungen und Schwankungen in den Artmächtigkeiten der Wiesenpflanzen seit 1992. Diese Verschiebungen sind jedoch meist gering und weniger auf Wildverbiss als eher auf abiotische Ursachen zurückzuführen, wie die bereits genannte oberflächennahe Versauerung. Als Beispiel sei dabei auf zwei Antagonisten in der Artengemeinschaft der Pfeifengraswiesen, Nordisches Labkraut und Kriechweide, hingewiesen. Beide Arten werden verbissen, breiten sich ausläuferartig-herdenförmig aus und sind in der Grasnarbe häufig direkte Konkurrenten. Die deutlich in Zunahme begriffene Kriechweide ist bei höherem Säuregrad konkurrenzfähiger.

Die deutliche Zunahme der feuchtemeidenden Wiesenmargerite in der B-Parzelle zeigt, dass der Bestandstyp trotz der höheren Sommerniederschläge der Jahre 1997 bis 2000 immer noch wechselfeucht ist. Für die außerhalb des Zaunes bevorzugt beäste Wiesenmargerite ist vermutlich der Ausschluss des Wildeinflusses der entscheidende Faktor für die Ausbreitung. Wie auch in der gezäunten Wiesenparzelle Wi 1 B ist es auch auf dieser Weiserfläche zum mengenmäßigen Rückgang einiger meist niedrigwüchsiger Wiesenpflanzen und einiger Gräser gekommen: z.B. Rotklee, Rotschwengel und Rohrschwengel.

Abgesehen von der leichten Versauerungstendenz in beiden Wiesenparzellen Wi 2 (A und B), zeigt sich hier wie bereits in den Wiesenparzellen Wi 1 ein unter den gegebenen Nutzungs- und Äsungsbedingungen ausgesprochen stabiles Gleichgewicht der Pfeifengraswiese.

In der Bilanz zeigt der Vergleich der Entwicklung in den Wiesenparzellen Wi 2 A und B nur geringfügige Veränderungen, die kaum auf den Wildeinfluss zurückzuführen sind. Einzige Ausnahmen sind vermutlich die Ausbreitung der Wiesenmargerite und der Kriechweide in der Zaun-Parzelle B. Auch physiognomisch sind Unterschiede zwischen den Parzellen kaum erkennbar. Der Wildeinfluss wirkt sich auf die wechselfeuchten Pfeifengraswiesen offensichtlich deutlich geringer aus als auf die feuchten Pfeifengraswiesen der Weiserfläche Wi 1.

Wechselrockene Borstgrasrasen (Weiserfläche Wi 3)

Die Gesellschaften der Borstgrasrasen sind im mitteleuropäischen Tiefland äußerst selten geworden und stehen vor dem Aussterben. Im südwestlichen Messeler Hügelland und speziell im Wildschutzgebiet Kranichstein gibt es jedoch noch bedeutsame Reste dieser sehr niedrigwüchsigen Grünland-Lebensräume.

Weiserfläche Wi 3 zeigt mit dem Flügelginster-Borstgrasrasen (vgl. Goebel 1995) den trockensten und wärmsten Flügel dieser Vegetationsgruppe. Es handelt sich hier um eine kennartenarme Ausbildung der Gesellschaft auf wechsellrockenen, oligotrophen, mäßig basenreichen, nur oberflächlich stark versauerten Standorten mit dem Bodentyp Pseudogley-Braunerde aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem. Hervorzuheben sind



Weiserfläche Wi 3. Im Vordergrund liegt die Vergleichs-Parzelle A, im Hintergrund die Zaun-Parzelle B (Aufnahme: Juni 2000).

Vorkommen der Prachtnelke und des Heilziestes. Der namengebende Flügelginster selbst wächst in unmittelbarer Umgebung, hat sich in den beiden Wiesenparzellen bislang aber noch nicht eingestellt.

Das Bodenwühlen der Wildschweine ist auf Parzelle Wi 3 A in einer gegenüber den Parzellen der übrigen Wiesengesellschaften hohen Intensität und Regelmäßigkeit zu beobachten. Nahezu jeden Sommer wurden 20–40 % der Grasnarbe gänzlich umgebrochen. Der Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation in Parzelle 3 A erreichte daher selten mehr als 60–70 %. In den Sommermonaten 1993, 1997 und 2000 reduzierte sich der Deckungsgrad der Bodenvegetation sogar auf 45–50 %. Im Jahr 1999, in dem kein Umbruch stattfand, erreichte der Deckungsgrad 85 %, ein für gemähte Borstgrasrasen typischer Wert.

Anders als auf den feuchten und nährstoffreicheren Wiesengesellschaften, wo die Suche vornehmlich Regenwürmern gilt, war die Ursache des Bodenwühlens das Ausgraben von Nestern der Feldmaus, deren Gangsysteme deutlich unter der Grasnarbe zu erkennen waren oder aber ein stärkeres Auftreten der Engerlinge des Junikäfers, die sich auf der Rottwiese in ihrer Entwicklung vermutlich ausschließlich auf die höhergelegenen, sandig-trockenen Standorte der Wiese konzentrieren. Erwähnt sei, dass die nach Umbruch aufkeimende Pioniervegetation sehr selektiv von Feldhasen verbissen wurde, wie neben Verbissspuren auch direkte Beobachtungen und Anhäufungen von Hasenlosung zeigten. Nicht unterschätzt werden darf auch das günstige Bodenmilieu. Die offenen und trockenen Bodenstellen sind wärmebegünstigte Ruhelager (Sassen), die nach Bodenwühlen aufgestellten Grasnarben bieten auf dem ansonsten niedrigwüchsigen Borstgrasrasen gute Deckung gegenüber Fressfeinden.

Betrachtet man die Entwicklung in der Intensität der Beäsung ebenso wie den selektiven Verbiss besonders



Großflächiger Wiesenumbruch auf Weiserfläche Wi 3 (Aufnahme: Juni 2000).



Der Felddhase beäst sehr selektiv die jung aufwachsenden Kräuter auf trocken-sandigem Boden umbruch auf Weiserfläche Wi 3.



Hasenlosung und der arttypische, schräge und scharfe Abbiss an Kräutern weisen auf den Feldhasen hin. Verschiedene Blütenstände werden sehr selektiv vom Feldhasen beäst.

beliebter Arten über den Zeitraum 1992–2000, so zeigt sich, dass der Verbiss im Vergleich zu den Parzellen der Pfeifengraswiesen deutlich geringer ist. Ursache sind die hier sauren, basen- und nährstoffarmen Standorte. Nur wenige Pflanzenarten werden intensiver verbissen. Die Wiesenmargerite wurde 1999 erstmalig auf der Weiserfläche beobachtet.



Die Engerlinge des Junikäfers im letzten Larvalstadium L3 sind eine Ursache des gezielten Wiesenumbruchs auf Weiserfläche Wi 3 (Aufnahme: Juni 2000).



Das Ergebnis von Bodengrabungen in trocken-sandigen Wiesen auf einer Fläche von einem Quadratmeter im direkten Umfeld frisch gebrochener Bereiche: Engerlinge des Junikäfers in den Larvalstadien L1–L3 und Laufkäferlarven sowie Raupen der Erdeule, einer Nachtfalterart (Aufnahme: Juni 1997).

Die ungezäunte A-Parzelle zeigt in ihrer Entwicklung seit 1992 starke Schwankungen in den Artmächtigkeiten, die im Wesentlichen auf den Bodenumbruch durch Wildschweine zurückzuführen sind. Bereits wenige Monate nach jedem Bodenwühlen lassen sich Ausbreitungswellen vor allem von ausläufertreibenden Pionierbesiedlern wie Kleinem Habichtskraut, Kleinem Sauerampfer, Wiesen-thymian und Grassternmiere beobachten.

Die deutliche Mengenzunahme des Wolligen Honiggrases in der A-Parzelle weist auf eine schwache Eutrophierung im Oberboden hin. Diese Entwicklung ist auch außerhalb der Parzelle in den Borstgrasrasen zu beobachten; und zwar auch dort, wo kein oder nur geringer Wildschweinumbruch erfolgte.

Mit 35 Arten (Stand 2000) ist die Artenzahl seit 1992, als 34 Arten gezählt wurden, nahezu gleich geblieben. An

15 dieser Arten war sporadisch bis regelmäßig erkennbarer Verbiss festzustellen. Der nur niedrige Aufwuchs der Borstgrasrasen führte in den Jahren 1999 und 2000 zu einem Aussetzen der Mahd im Bereich der Borstgrasrasen (und auch der Parzelle Wi 3), sodass im Sommer 2000 Tendenzen einer beginnenden Verbrachung beobachtet wurden.

Die eingezäunte B-Parzelle zeigt deutliche Arten- und Mengenverschiebungen. Der Ausschluss der Wildschwein-Störungen führte dort in den Jahren seit 1992 zu einem deutlichen Rückgang der durch Umbruch geförderten Pionierpflanzen der Magerrasen, vor allem des Kleinen Habichtskrauts und des Kleinen Sauerampfers. Aber auch andere konkurrenzschwache Arten, wie z.B. die Pillensegge, verloren an Artmächtigkeit. Demgegenüber haben einige Gräser und Grasartige der Borstgrasrasen durch das Ausbleiben von Störungen (und Mahd) eine starke Ausbreitung erfahren. Besonders deutlich sind Ausbreitungen beim Haarschwengel zu beobachten, in geringerem Ausmaß auch bei Dreizahngas, Feldhainsimse und Borstgras.

Bemerkenswert sind die Auswirkungen des Bodenwühlens der Wildschweine auch auf das Oberbodenmilieu. Die starke Zunahme des Harzer Labkrauts weist im Zusammenhang mit den in Zunahme begriffenen Arten Haarschwengel und Borstgras auf eine fortschreitende Versauerung im Oberboden hin. Gleichermaßen beginnt sich in der gezäunten B-Parzelle – im Unterschied zum Umfeld der Parzelle – eine Nährstoffverarmung im Oberboden auszuprägen, die den Borstgrasrasen gegenüber eutropheren Vegetationseinheiten (wie der Glatthaferwiese) stabilisiert. Dementsprechend ist in der B-Parzelle z.B. das Wollige Honiggras seit 1992 stark zurückgegangen. Durch den Bodenbruch der Wildschweine werden Nährstoffe im Oberboden mobilisiert und umgesetzt, ein Effekt, der in der gezäunten B-Parzelle nicht stattfinden kann. So wird dort die Ausmagerung wie auch die Bodenversauerung verstärkt.

Die Zaun-Parzelle ist trotz des fehlenden Bodenbruchs nicht artenärmer. Wurden 1992 25 Arten gezählt, waren es im Jahr 2000 31 Arten. Vor allem Arten der Borstgrasrasen und Magerrasen sind in die Zaun-Parzelle eingewandert. Hinzu kommt, dass infolge sommerlicher Trockenheitsausfälle auf den sandigen Böden eine noch immer lückige Grasnarbe des Borstgrasrasens mit einem Deckungsgrad von 80–85% genügend Keimungsmöglichkeiten für Pionierarten zulässt. Der Bestand in der gezäunten Parzelle profitiert folglich unter den gegebenen trockenen und mageren Standortbedingungen noch acht Jahre nach der Zäunung von dem vormaligen Bodenwühlen der Wildschweine! Als Neankömmlinge waren seit 1992 sogar bislang in der Parzelle fehlende typische Arten saurer Magerrasen zu begrüßen, wenn auch einige Arten nur vorübergehend festgestellt werden konnten (vgl. Tab. 66).

Tabelle 64: In der Pflanzengesellschaft des wechsellackenen Borstgrasrasen auf Weiserfläche Wi 3 wurden 5 Pflanzenarten jedes Jahr mit hohen Äsungsmengenzahlen von 1–4 bevorzugt beäst

Gemeines Ferkelkraut	<i>Hypochaeris radicata</i>
Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
Geflecktes Johanniskraut	<i>Hypericum maculatum</i>
Wiesensauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>
Wiesenmargerite	<i>Leucanthemum ircutianum</i>

Tabelle 65: In der Pflanzengesellschaft des wechsellackenen Borstgrasrasen auf Weiserfläche Wi 3 wurden weitere 10 Pflanzenarten selektiv (jedoch nicht jedes Jahr) mit Äsungsmengenzahlen von 1 (selten auch 2) beäst

Kleiner Sauerampfer	<i>Rumex acetosella</i>
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>
Dreizahngas	<i>Danthonia decumbens</i>
Rotes Straußgras	<i>Agrostis capillaris</i>
Heilziest	<i>Betonica officinalis</i>
Wolliges Honiggras	<i>Holcus lanatus</i>
Rotschwengel	<i>Festuca rubra</i>
Feldhainsimse	<i>Luzula campestris</i>
Borstgras	<i>Nardus stricta</i>
Hundsveilchen	<i>Viola canina</i>

Tabelle 66: Neu aufgetretene Arten in der Wiesenparzelle Wi 3 B.

Gemeine Kreuzblume	<i>Polygala vulgaris</i>
Wiesenthymian	<i>Thymus pulegioides</i>
Doldiges Habichtskraut	<i>Hieracium umbellatum</i>
Färberginster	<i>Genista tinctoria</i>
Hainhahnenfuß	<i>Ranunculus nemorosus</i>

Gleichwohl ist das Bodenwühlen der Wildschweine ein wichtiger Einfluss auf die regelmäßige Erneuerung und dynamische Entwicklung der Grasnarbe.

In der Bilanz zeigt der Vergleich in der Entwicklung der Wiesenparzellen Wi 3 A und B deutliche Mengenverschiebungen bei einigen Arten, vor allem in der Zaun-Parzelle. Der in der Vergleich-Parzelle regelmäßige und zum Teil erhebliche Bodenbruch führte bislang jedoch zu keiner wesentlichen Veränderung in der Artenzusammensetzung der Vergleich-Parzelle, vielmehr verschoben sich lediglich die Artmächtigkeiten einzelner Arten. Hinsichtlich des Wildverbisses ist der Wildeinfluss gering. Im

Vergleich der beiden Parzellen kann die Vergleich-Parzelle als Pionierstadium und die Zaun-Parzelle mittlerweile als rasiges Mähstadium (in beginnender Bracheentwicklung) des Flügelginster-Borstgrasrasens bezeichnet werden.

Wechsellrockene, magere Glatthaferwiesen (Weiserfläche Wi 4)

Auch wenn die Glatthaferwiesen aktuell noch zu den häufigsten Grünlandgesellschaften gehören, sind ihre mageren, artenreichen Ausbildungen stark im Rückgang begriffen und daher auch europaweit geschützt. Derartige Vegetationstypen sind auf den Wiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein sehr häufig und nehmen dort regelmäßig die trockeneren, meist sandigen Standorte ein.

Weiserfläche Wi 4 liegt im Bereich der Feldhainsimsen-Glatthaferwiese (vgl. Goebel 1995), die typisch für bodensaure, magere Standorte ist. Die genannte Ausbildung der Gesellschaft wächst hier auf wechsellrockenen, mesotrophen, mäßig basenreichen Pseudogley-Braunerden aus Flugsand (bzw. Decksediment) über Rotliegendem. Hervorzuheben sind Vorkommen des Knolligen Mädessüß, einer charakteristischen Rote Liste-Art magerer Glatthaferwiesen.

Betrachtet man die Entwicklung in der Intensität der Beäsung ebenso wie den selektiven Verbiss besonders beliebter Arten über den Zeitraum 1992–2000, so zeigt sich, dass auch in Wiesenparzelle 4 nur wenige Pflanzenarten regelmäßig mit Äsungsmengenzahlen von 1–2 (sehr selten 3–4) verbissen wurden.

Insgesamt ist der Verbiss im Vergleich zu den Weiser-



Weiserfläche Wi 4. Im Vordergrund liegt die Vergleich-Parzelle A, im Hintergrund die Zaun-Parzelle B (Aufnahme: Juni 2000).

flächen Wi 1 und Wi 2 auf den Pfeifengraswiesen etwas geringer, im Vergleich zu Weiserfläche Wi 3 auf Borstgrasrasen etwas stärker. Der Standort ist zwar im obersten Bodenhorizont stark sauer, aber geringfügig nährstoff- und basenreicher als in Weiserfläche Wi 3.

Die ungezäunte A-Parzelle zeigt in ihrer Entwicklung seit 1992 nur geringe bis mäßige Schwankungen in den Artmächtigkeiten. Seit 1997 sind jedoch Tendenzen einer zunehmenden Ausmagerung zu erkennen. Der mittlerweile starke Rückgang des Glatthafer und die gleichzeitige Zunahme des Rotstraußgrases und des Haarschwingels weisen neben dem erstmaligen Auftauchen des Gefleckten Johanniskrautes und des Wiesenthymians auf eine zunehmende Ausmagerung der Fläche und die

Tabelle 67: In der Pflanzengesellschaft der wechsellrockenen, mageren Glatthaferwiese auf Weiserfläche Wi 4 wurden neun Pflanzenarten jedes Jahr mit Äsungsmengenzahlen von 1–2 (selten 3–4) bevorzugt bestä

Heilziest	<i>Betonica officinalis</i>
Knolliges Mädessüß	<i>Filipendula vulgaris</i>
Rotschwingel	<i>Festuca rubra</i>
Glatthafer	<i>Arrhenatherum elatius</i>
Scharfer Hahnenfuß	<i>Ranunculus acris</i>
Nordisches Labkraut	<i>Galium boreale</i>
Echtes Labkraut	<i>Galium verum</i>
Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
Wiesensauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>

Tabelle 68: In der Pflanzengesellschaft der wechsellrockenen, mageren Glatthaferwiese auf Weiserfläche Wi 4 wurden weitere elf Pflanzenarten selektiv (jedoch nicht jedes Jahr) mit Äsungsmengenzahlen von 1 (selten auch 2–3) bestä

Grassternmiere	<i>Stellaria graminea</i>
Wiesenrispengras	<i>Poa pratensis</i>
Flaumhafer	<i>Helictotrichon pubescens</i>
Glatthafer	<i>Arrhenatherum elatius</i>
Hainhahnenfuß	<i>Ranunculus nemorosus</i>
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>
Gemeines Ferkelkraut	<i>Hypochaeris radicata</i>
Haarschwingel	<i>Festuca filiformis</i>
Geflecktes Johanniskraut	<i>Hypericum maculatum</i>
Herbstlöwenzahn	<i>Leontodon autumnalis</i>
Feldhainsimse	<i>Luzula campestris</i>

mittel- bis langfristige Entwicklung zum Flügelginster-Borstgrasrasen im Übergang zur wechsellückigen Färbeginsten-Pfeifengraswiese hin. Diese Tendenz zeigt sich auch im weiteren Umfeld der Parzelle auf vergleichbaren Sandstandorten und ist auch in der Vergleich-Parzelle 4 B zu erkennen. Darüber hinaus fällt auf, dass auch der Rotschwingel gegenüber 1992 deutlich an Mengenanteil verloren hat, während sich der Flaumhafer in gleichem Umfang ausbreitete.

Die hier zu beobachtende Entwicklung ist – losgelöst von Wildeinflüssen – auf die seit vielen Jahren sehr extensive Nutzung ohne Düngung zurückzuführen. Die Zahl der Pflanzenarten ist seit 1992 von 29 Arten auf 32 Arten (1999) leicht gestiegen und bewegte sich bis zum Jahr 2000 auf 30 Arten. An 20 dieser Arten war sporadisch bis regelmäßig erkennbarer Verbiss festzustellen.

Die eingezäunte B-Parzelle zeigt geringe Arten- und Mengenverschiebungen, die auf eine langsame Ausmagerung der Fläche hinweisen: Während der Glatthafer hier noch in einem randlichen Bestand (ehemals schwach eutrophierter Bereich) gut wächst, sind andere Arten der Glatthaferwiesen bzw. der Wirtschaftswiesen deutlich zurückgegangen, hier vor allem die Wiesenschafgarbe. Demgegenüber haben die grasartigen Hauptbestandsbildner saurer Magerasen wie Haarschwingel, Rotstraußgras und Rotschwingel mittlerweile die führende Rolle übernommen bzw. behalten. Insbesondere die Zaun-Parzelle ließe sich daher mittlerweile bereits als Flügelginster-Borstgrasrasen bezeichnen. Die Artenzahl der Zaun-Parzelle ist seit 1992 mit damals 29 Arten bis zum Jahr 2000 mit ebenfalls 29 Arten stabil.

4.5 Bereicherung des Äsungsangebotes durch forstliche Maßnahmen

Die Mengenuntersuchungen von Kronentrieben nach herbstem und winterlichem Holzeinschlag im Spätherbst 2000 weisen auf die durch forstliche Maßnahmen zusätzlich angebotene Winternahrung für Schalenwild hin. Auszählung, Schnitt und Wiegung der Triebspitzen aus den Kronen einer gefälltten Eiche und einer gefälltten Rotbuche aus dem Bestandsinneren des Hainsimsen-Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes in Abt. 627 erbrachte folgendes Ergebnis:

- Die Triebspitzen der Krone einer Stieleiche (Alter 180 Jahre, Brusthöhendurchmesser 80 cm) erreichen ca. 30 kg Frischgewicht.
- Die Triebspitzen der Krone einer Rotbuche (Alter 140 Jahre, Brusthöhendurchmesser 60 cm) erreichen ca. 15 kg Frischgewicht.

Anhand der vom Forstamt Darmstadt für die Untersuchungsjahre 1996–2000 kartenmäßig dargestellten Berei-

che der Herbst- und Winterfällungen lässt sich das im Wildschutzgebiet jährlich und lokal wechselnde zusätzliche Äsungsangebot durch Kronentriebe annähernd bestimmen. Die angegebenen Baumzahlen an Eichen und Rotbuchen beziehen sich dabei ausschließlich auf starke Stämme der Endnutzung.

Im Winterhalbjahr 1995/96 erfolgten Durchforstungen (Vornutzung) in Rotbuchenbeständen im Westen des Gebietes zwischen Rottwiese und Hengstriedwiese (Abt. 622, 631–632, 639–640), in vorwiegend Eichenbeständen im Süden des Gebietes (Abt. 605, 608, 626) sowie Sammelhiebe absterbender Eichen und Rotbuchen (z.T. Kronenbrüche) im Zentrum des Gebietes (Abt. 606, 623–624, 630), im Osten und Nordosten (Abt. 627, 648). Die meist



Alttier beässt die Triebe einer frisch gefälltten Baumkrone.



Der linke Haufen zeigt die Menge an äsbaren Triebspitzen einer Buchenkrone, der rechte Haufen die Menge einer Eichenkrone. Der Ansitzstock dient als Größenvergleich.

Tabelle 69: Zusätzliches Nahrungsangebot im Winter im Wildschutzgebiet Kranichstein durch die Baumkronentriebe gefällter Rotbuchen und Eichen. Es sind nur die im Rahmen der Endnutzung gefällten Stämme berücksichtigt

Zeitraum (jeweils Spätherbst/Winter)	Anzahl Rotbuchen	Rotbuche (Frischgewicht)	Anzahl Eichen	Eiche (Frischgewicht)	Gesamt (Frischgewicht)
1995/96	10	150 kg	20	600 kg	750 kg
1996/97	320	4.800 kg	350	10.500 kg	15.300 kg
1997/98	240	3.600 kg	530	15.900 kg	19.500 kg
1998/99	70	1.050 kg	170	5.100 kg	6.150 kg
1999/00	260	3.900 kg	270	8.100 kg	12.000 kg

6.000–15.000 kg seit 1996. Im Durchschnitt betrug die durch Holzeinschlag in den Jahren 1996–2000 zusätzliche Triebäsung 13.000 kg. Dabei sind nur die größeren Baumkronen aus der Endnutzung berücksichtigt. Die kleineren Kronen der zahlreich gefällten jüngeren Bäume aus Vornutzung und Läuterung erhöhen die Gesamtmengen an Triebäsung zusätzlich.

nur kleinflächigen Hiebsmaßnahmen fanden vor allem zwischen Oktober und November 1995 statt und erstreckten sich in Einzelfällen bis in den Februar 1996. Die Stammzahlen gefällter Bäume in der Endnutzung (große Altbaumkronen) betragen dabei ungefähr 30 Stämme.

Im Winterhalbjahr 1996/97 konzentrierten sich die umfangreichen Hiebsmaßnahmen mit Durchforstungen und vor allem auch Endnutzungen von Eiche und Rotbuche auf den Osten des Gebietes (Abt. 601–603, 627, 645–646), während im übrigen Gebiet keine Fällungen stattfanden. Insgesamt wurden in der Endnutzung ca. 350 Eichen und 320 Rotbuchen gefällt.

Im Winterhalbjahr 1997/98 hatte der Holzeinschlag seinen Schwerpunkt im Nordosten des Gebietes (Abt. 644–646, 648–649), darüber hinaus kleinflächig auch im Zentrum (Abt. 628) und im Westen (Abt. 631–633, 641). Sammelhiebe absterbender Bäume erfolgten in Abt. 623 (Rotbuche) und in Abt. 602 (Eiche). Es handelte sich dabei vorwiegend um die Endnutzung alter Eichen und Rotbuchen. Insgesamt wurden ca. 530 Eichen und 240 Rotbuchen gefällt.

Im Winterhalbjahr 1998/99 konzentrierte sich der Holzeinschlag im Südwesten (Abt. 622–624) auf Vor- und Endnutzung von Eiche und Rotbuche. Insgesamt wurden ca. 170 Eichen und 70 Rotbuchen gefällt. Desweiteren erfolgten kleinere, verstreute Holzeinschläge, meist im Rahmen von Läuterungen.

Im Winterhalbjahr 1999/2000 gab es wiederum großflächigen Holzeinschlag in zahlreichen Abteilungen über das gesamte Gebiet verstreut, wobei insbesondere die Endnutzung von alten Rotbuchenbeständen (im Süden auch von alten Eichen) im Vordergrund stand. Daneben erfolgten auch zahlreiche Läuterungsmaßnahmen in jüngeren Beständen sowie Vornutzung von Rotbuche und Eiche. Insgesamt wurden in der Endnutzung ca. 260 Eichen und 270 Rotbuchen gefällt.

Legt man die in Abt. 627 beispielhaft ermittelten Frischgewichtsmengen von Triebspitzen aus den Baumkronen von Eiche und Rotbuche zugrunde, so errechnet sich daraus ein zusätzliches Nahrungsangebot an Trieb- und Knospenäsung in jedem Winterhalbjahr von ca.

4.6 Äsung nach Baummasten

Nach einer Teilmast im November 2000 wurden im Wildschutzgebiet in einem schwarzwilddicht gezäunten, buchenreichen 160–200-jährigen Eichen-Hainbuchenwald (Abt. 603) auf einer Fläche von 0,48 ha exemplarisch auf 23 Quadranten mit jeweils einem Quadratmeter Flächengröße alle am Boden liegenden Eicheln und Bucheckern aufgelesen. Das Ergebnis zeigte naturgemäß, dass die Anzahl an Baumfrüchten auf den einzelnen Quadratmeter-Stichproben entsprechend ihrer Lage (unter einer Rotbuchen- oder Eichenkrone oder jenseits eines Kronentraufs) räumlich sehr verschieden ist: Die Mengen reichten von 3–150 Eicheln je m² und 20–100 Bucheckern je m².

Insgesamt wurden auf den 23 Probequadranten 4,6 kg Baumfrüchte (4,4 kg Eicheln und 0,2 kg Bucheckern) gesammelt. Auf die Fläche hochgerechnet, ergibt sich daraus ein Frischgewicht von 90 kg Bucheckern und 1.910 kg Eicheln je Hektar.

Darüber hinaus interessierten die von Baum zu Baum sehr unterschiedlichen Mengen an Früchten. Deshalb wurden innerhalb des oben genannten Eichen-Hainbuchenwaldes exemplarisch an vier Eichen in einem Radius von fünf Metern um den Stammfuß alle am Boden liegenden Eicheln aufgelesen und gewogen. Unter zwei Eichen aus dem Bestandsinneren wurden Eichelmengen von 6,4 kg und 7,6 kg aufgelesen, unter zwei im Kronenraum freistehenden Eichen wurden Eichelmengen von 32 kg und 40,4 kg aufgelesen.

Aufgrund der anhaltend hohen Niederschläge im Oktober und November 2000 waren ca. 40 % der am Boden liegenden Eicheln von Pilzen befallen und als Nahrung bzw. Samen nicht mehr nutzbar. Dabei fiel auf, dass gerade die besonders großen Eicheln durch Pilzhyphen zermürbt waren. Während ca. 90 % der unversehrten Eicheln Ende November bereits keimten bzw. mit der Keimwurzel im Boden verankert waren, war noch keine der Bucheckern gekeimt.

Insgesamt zeigt die exemplarische Beprobung dieses Altholzbestandes die dem Schalenwild eingangs des



Eichelmast.

Winters zur Verfügung stehende Menge an Baumfrüchten in eichenreichen Altholzbeständen. Abhängig von Vitalität und Kronendurchmesser der Eichen waren erhebliche Mengenunterschiede von 6,4 bis 40,4 kg Eicheln je Eichenbaum zu beobachten.

Durch erhebliche Altholzentnahmen in den Jahren 1995–1999, in denen ca. 1.340 140–200-jährige Eichen gefällt wurden, wurde die jährliche Nahrungsgrundlage (bezogen auf Eichelmengen während einer Teilmast von 20 kg je Baum) im Wildschutzgebiet um ca. 27.000 kg Eicheln geschmälert.



Auf einer Stichprobe von 23 Quadratmetern Probefläche verteilt im Bestand wurden im November 2000 4,6 kg Eicheln und Bucheckern gesammelt.

Tabelle 70: Baummasten im Wildschutzgebiet Kranichstein seit 1998

1998	Eiche	Vollmast
1999	Eiche	Vollmast
2000	Eiche	Vollmast
2001	Eiche	Vollmast
2002	Buche	Vollmast
2003	Eiche/ Buche	Vollmast

Nahrungsmengen nach Baumasten von Buche und Eiche

Baumast bildet in den Herbst- und Wintermonaten vor allem bei Voll- und Halbmasten von Rotbuchen und Eichen die wichtigste Nahrungsgrundlage für wildlebende Huftiere im Wald (u.a. Groot Bruinderink & Hazebroek 1996; Scherzinger 1996). Mit dem einsetzenden Fruchtfall von Eicheln und Bucheckern werden diese gezielt aufgesucht und können die Raumnutzung im Herbst und Winter entscheidend beeinflussen. Spätestens ab Oktober erfolgt vor allem beim Wildschwein eine nahezu vollständige Nahrungsumstellung auf Baumfrüchte, die mindestens bis Februar ihre Vorrangstellung behalten, sofern in Eichen- und Buchenwäldern masttragende Bäume in ausreichender Zahl vorhanden sind und den Vorrat sichern (Briedermann 1990). Die Eichel ist für das Wildschwein von der Wertigkeit als hochverdauliches Kohlehydratfutter dem Getreide fast gleichzusetzen. Zwar ist der Gehalt an verdaulichem Eiweiß zunächst geringer, steigt aber mit dem Auskeimen an. Die Eichenschalen selbst sind kaum verwertbar und werden meist ausgespien. Die Kastanie ist im Nährwert der Eichel gleichwertig, wird jedoch, wohl wegen ihres Saponingehaltes, im Allgemeinen von Wildschweinen eher verschmäht (Briedermann 1990).

Ebenso wie die Eichel hat auch die Buchecker in der Herbst- und Winterernährung in Mastjahren eine herausragende Bedeutung. Mit einem Anteil hochverdaulichen Rohproteins von über 200 g/kg und Rohfett von mehr als 400 g/kg Trockensubstanz ist die Buchecker hinsichtlich der Energie- und Eiweißlieferung unübertroffen. Mit dem Einsetzen der Keimung der Buchecker geht der Fettgehalt wesentlich zurück, während die Kohlehydrate beträchtlich und auch der Eiweißgehalt ansteigen (Briedermann 1990).

Buchekern und Eicheln sind für die Anlage von Feistreserven im Herbst und Winter in Lebensräumen, in denen das Ausbringen zusätzlicher Futtermittel (Winterfütterung, Kirrung) unterbleibt, von besonderer Bedeutung. Vor allem beim Wildschwein entscheidet die Baumast über Fruchtbarkeit und Fortpflanzungserfolg der Frischlings- und Überläuferbachen (Briedermann 1990; Groot Bruinderink et al. 1994; Happ 2002). Vergleichende Stichproben untersuchter Wildschweinemägen und Rothirschpansen in den Monaten Oktober bis November 2000 aus Eifel und Hunsrück (N=30) zeigten, dass die Schwarzwildmägen zu 95–100 % mit Eicheln und Buchekern gefüllt waren; zwar waren auch in der Mehrzahl der Rotwildpansen Eicheln und Buchekern zu finden, jedoch in der Regel nicht mehr als 50 % der Panseninhalte; den übrigen Panseninhalt machten Gräser, Kräuter und Sträucher, Pilze und Wildäpfel aus (Simon unveröff. Daten).

Die folgenden Daten aus verschiedenen Naturräumen Deutschlands zeigen die Spannweiten der Ertragsmengen an Baumasten auf. Im Pfälzer Wald tragen Rotbuchen in Vollmastjahren 10–20 kg Buchekern je Baum. Für Rotbuchenbestände ergeben sich dort in Vollmastjahren Mengen an Buchekern von 800 kg und mehr je Hektar. Die Eiche erzielt in Vollmastjahren weitaus höhere Mengen: Bis zu 5.000 kg Eicheln je Hektar wurden ermittelt (Tabel, Forschungsanstalt für Waldökologie Trippstadt, schriftl. Mitteilung).

In den Mittelgebirgslagen des Westerwaldes um die Montabaurer Höhe erreichen über 100-jährige Rotbuchen auf Granitstandorten in Jahren der Vollmast nach Erfahrungen der dortigen Forstleute Erträge von bis zu 10 kg Buchekern pro Baum bzw. 2.000 kg je Hektar. Etwa die gleiche Menge an Baumast wird in einer Vollmast von einer Traubeneiche in ehemaligen Niederwäldern auf Tonschieferstandorten erreicht (Simon & Kugelschafter 1998). Kalkbuchenwälder um Göttingen und Moder-Buchenwälder des Buntsandstein-Sollings produzierten in Vollmastjahren (Untersuchungszeitraum 1981–1997) maximale Mengen an Baumfrüchten von 3.500 kg Buchekern je Hektar (Schmidt 1998).

Im Wildschutzgebiet Kranichstein wurden in Stichproben am Beispiel eines Eichenbestandes nach einer Teilmast Frischgewichte von 6,4 bis 40,4 kg Eicheln je Baum gewogen. Daraus resultierten Mengen von 1.910 kg Eicheln je Hektar. Bei Vollmast sind entsprechend höhere Mengen zu erwarten.

Tabelle 71: Nach Angaben der Hessischen Waldbaufibel (1999) erreichen die verschiedenen Laubbaumarten in einer Vollmast folgende durchschnittliche Baumastmengen

Baumart	Durchschnittliche Fruchtmenge eines Baumes
Stieleiche	bis zu 50 kg
Traubeneiche	bis zu 30 kg
Roteiche	bis zu 20 kg
Rotbuche	8–10 kg

5 Schlussfolgerungen für Wissenschaft und Praxis

5.1 Waldwildlebensraum: Tragfähigkeit, Äsungsverfügbarkeit und Äsungsvorlieben

Waldlebensräume, Nahrungssituation und Äsungspflanzen

Gräser, Kräuter und junge Gehölze bilden die Nahrungsgrundlage der Pflanzenfresser in mitteleuropäischen Waldökosystemen. Die Pflanzennahrung ist jedoch weder gleichmäßig im Lebensraum verteilt, noch ist sie überall gleichermaßen erreichbar. Auf Traditionen begründete Verhaltensweisen, Sicherheitsbedürfnis und Feindvermeidung, Standorteigenschaften, Nahrungsmengen und -vorlieben sowie Bewirtschaftungsweisen durch den Menschen in der Forst- und Landwirtschaft, vor allem aber die Störwirkung durch den Menschen wie ungenutzte Freizeitnutzungen und Jagddruck, beeinflussen die Nahrungsverfügbarkeit und die Nahrungsaufnahme in den verschiedenen Lebensräumen.

Auch wenn die Ansprüche von Pflanzenfressern in Waldökosystemen artspezifische Unterschiede erkennen lassen, ist es dennoch möglich, wesentliche Biotopmerkmale für die Bewertung von Waldlebensräumen aus Sicht der Schalenwildarten herauszuarbeiten:

1. Die räumliche Standort- und Lebensraumvielfalt (Vielfalt unterschiedlicher Lebensräume in ihrer räumlichen-horizontalen Verteilung). Je höher diese Vielfalt, umso höher sind Artenreichtum und Nahrungsvielfalt für die Schalenwildarten.
2. Die Vielfalt der Vegetationsschichtenstrukturen (Vielfalt unterschiedlicher Lebensräume in ihrer räumlich-vertikalen Verteilung). Je höher diese Vielfalt, umso höher sind die Einstands- und Deckungsmöglichkeiten und die vor Ort vorhandenen Nahrungsmengen für Schalenwildarten.

Die Ergebnisse der Vegetations- und Verbisshebungen im Wildschutzgebiet Kranichstein lassen deutlich Äsungsvorlieben, räumliche Äsungsschwerpunkte sowie mengenmäßig bedeutsame Äsungspflanzen erkennen. Eine Differenzierung in der Nahrungswahl der vier im Gebiet lebenden Schalenwildarten war dabei jedoch nicht möglich.

Regelmäßig und bevorzugt beäst werden in den Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet 54 Pflanzenarten. Davon treten 29 Arten häufig in den Waldgesellschaften auf (vgl. Tab. 72). Unter diesen Arten treten als mengenmäßig bedeutsame Nahrungspflanzen Brombeere, Himbeere und

Hainbuche hervor. Weitere 26 Arten sind im Wildschutzgebiet relativ selten und wachsen vor allem in den Feuchtwäldern und lichten Eichenwäldern (vgl. Tab. 72).

Die Bachausensysteme mit den umgebenden Eichen-Hainbuchenwäldern stellen die Äsungsschwerpunkte im Wildschutzgebiet dar. Viele Äsungspflanzen haben hier in den strukturreichen, naturnahen Laub(misch)wäldern nasser bis wechselfeuchter Standorte ihre Schwerpunktverkommen. Hier ist das breiteste Pflanzenartenspektrum zu finden, darunter zahlreiche äsungsbeliebte Sumpfpflanzen. Es sind dies

- der Hainmieren-Bacherlenwald,
- der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald,
- der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald und
- der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald sowie die Initialstadien der oben genannten Gesellschaften, nämlich
- Erlen-Weiden-Ufergehölze und
- Erlen-Birken-Faulbaum-Pioniergehölze.

Dieser Wildlebensraumtyp A beinhaltet eine große Nahrungs- und Artenvielfalt, große Nahrungsmengen, gute Deckungsstrukturen und eine in der Regel geringe Wildschadensanfälligkeit.

Bevorzugte Biotoptypen sind zudem

- die Birken-Brombeer-Himbeer-Pioniergehölze,
- die nitrophytischen Krautsäume der Wald- und Wegränder und
- die lichten, unterwuchsreichen Bestände der Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwälder.



In der Bachau der Silz wachsen zahlreiche äsungsbeliebte Kräuter und Stauden, die regelmäßig beäst werden.



Wildlebensraumtyp B: Sukzessionsstadium des Birken-Brombeer-Himbeer- Pioniergehölzes (Aufnahme: Juni 2000).



Wildlebensraumtyp B: Lichter und unterwuchsreicher Bestand eines Hainsimsen-Buchenwaldes (Aufnahme: Oktober 2007).



Karte 7: Wilddäsungsschwerpunktbereiche im Wildschutzgebiet Kranichstein.

Auch der Wildlebensraumtyp B beinhaltet eine große Nahrungs- und Artenvielfalt, große Nahrungsmengen und eine in der Regel geringe Wildschadensanfälligkeit, jedoch – abgesehen von den Pioniergehölzstadien – nicht selten unzureichende Deckungsstrukturen.

In Menge und Qualität haben Stockausschläge in größerer Zahl aufgrund des günstigen Mengenverhältnisses von Rohfaser und Mineralien Prossholzcharakter. Wegen ihrer hohen Beliebtheit werden Stockausschläge von Eichen, Hainbuche, Erle, Esche und Flatterulme ganzjährig bevorzugt aufgenommen und lenken bei mäßiger Verbiss-

intensität vom Triebverbiss der Hauptbaumarten in den Gehölzverjüngungen ab. Größere Mengen von Stockausschlägen konzentrieren sich in Kranichstein insbesondere auf den feuchteren Waldstandorten. Gehölzaufnahmen entlang der Transekte und in den Weiserflächen zeigen hier regelmäßig hohen bis sehr hohen Verbiss. So ist der Stockausschlag der Flatterulme auf allen Transekten zu fast 100% verbissen, bei Schwarzerle und Esche zu insgesamt 80–90% und bei Hainbuche, Eiche und Winterlinde immerhin zu insgesamt 50–70%. In Karte 7 sind die Wild-äsungsschwerpunkte für das Wildschutzgebiet dargestellt.

Tabelle 72: Regelmäßig und bevorzugt bestäube Pflanzenarten in den Waldgesellschaften im Wildschutzgebiet Kranichstein

Häufige Arten

Bergweidenröschen	<i>Epilobium montanum</i>
Blutweiderich	<i>Lythrum salicaria</i>
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>
Brennnessel	<i>Urtica dioica</i>
Brombeere	<i>Rubus fruticosus</i>
Dornfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>
Echte Nelkenwurz	<i>Geum urbanum</i>
Frauenfarn	<i>Athyrium filix-femina</i>
Gemeiner Hohlzahn	<i>Galeopsis tetrahit</i>
Giersch	<i>Aegopodium podagraria</i>
Gilbweiderich	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Großblütiges Springkraut	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>
Hexenkraut	<i>Circea lutetiana</i>
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>
Kleinblütiges Springkraut	<i>Impatiens parviflora</i>
Rainkohl	<i>Lapsana communis</i>
Rasenschmiele	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Riesenschwingel	<i>Festuca gigantea</i>
Sandbirke	<i>Betula pendula</i>
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>
Sumpfdotterblume	<i>Caltha palustris</i>
Sumpfpippau	<i>Crepis paludosa</i>
Sumpfschilf	<i>Carex acutiformis</i>
Traubeneiche	<i>Quercus petraea</i>
Waldengelwurz	<i>Angelica sylvestris</i>
Waldweidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>
Winkelschilf	<i>Carex remota</i>
Wolfstrapp	<i>Lycopus europaeus</i>
Wurmfarn	<i>Dryopteris filix-mas</i>

Seltene Arten

Arzneibaldrian	<i>Valeriana procurrens</i>
Bergahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>
Breitblättrige Stendelwurz	<i>Epipactis helleborine</i>
Doldiges Habichtskraut	<i>Hieracium umbellatum</i>
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>
Elsbeere	<i>Sorbus torminalis</i>
Esche	<i>Fraxinus excelsior</i>
Faulbaum	<i>Rhamnus frangula</i>
Flatterulme	<i>Ulmus laevis</i>
Frühe Traubenkirsche	<i>Prunus padus</i>
Grauweide	<i>Salix cinerea</i>
Hainmiere	<i>Stellaria nemorum</i>
Mauerlattich	<i>Mycelis muralis</i>
Pfaffenhütchen	<i>Evonymus europaea</i>
Salweide	<i>Salix caprea</i>
Schlehe	<i>Prunus spinosa</i>
Späte Traubenkirsche	<i>Prunus serotina</i>
Sumpfbaldrian	<i>Valeriana dioica</i>
Vogelkirsche	<i>Prunus avium</i>
Wachtelweizen	<i>Melampyrum pratense</i>
Waldgeißblatt	<i>Lonicera peryclimenum</i>
Waldhabichtskraut	<i>Hieracium murorum</i>
Wasserschneeball	<i>Viburnum opulus</i>
Wasserschwertlilie	<i>Iris pseudacorus</i>
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>



Wildlebensraumtyp C: Schattiger, nahrungsloser Buchen-Baumbestand.

Von geringer Bedeutung für die Nahrungsaufnahme sind alle schattigeren Waldbestände unabhängig von ihrer Bestockung, so vor allem Dickungen, Stangenhölzer und alle mittelalten Bestände, die aufgrund starker Beschattung arm an Waldbodenpflanzen sind. Dieser Wildlebensraumtyp C zeichnet sich durch eine nur geringe bis fehlende Nahrungs- und Artenvielfalt, geringe bis fehlende Nahrungsmengen und vor allem durch eine hohe Schälchadensanfälligkeit im Bestandsalter bis ca. 50 Jahre aus. Die Deckungsstrukturen dagegen sind vor allem im jungen Bestandsalter gut bis hervorragend.

Kronentriebäsung nach Sturm und forstlichen Hiebsmaßnahmen

Der überwiegende Teil der jährlich durch Photosynthese neu gebildeten Biomasse in Wäldern fließt in Stammzuwächse sowie Kronenbildung und -belaubung und ist für Huftiere nicht erreichbar. Insgesamt werden weniger als 5% der Nettoprimärproduktion durch Pflanzenfresser – von Springschwänzen über Borkenkäfer bis hin zum Rothirsch – genutzt (u.a. Ellenberg 1996; Remmert 1988). Und doch wird die im Kronenraum gebildete Biomasse in Teilen auch für bodenlebende Pflanzenfresser nutzbar. Kleinere Sturmereignisse im Sommer, vor allem aber orkanartige Stürme im Herbst und Winter, wie auch Schnee- und Eisbruch, liefern durch Ast- und Stammbruch große Mengen an frischen Blättern (im Sommer), vor allem aber an Trieben und an junger, unverborkter Rinde.

Nach Sommerstürmen aus den Baumkronen abgerissene Blätter oder Äste werden selektiv von allen Hirscharten beäst. In den Folgetagen nach einem Sturm konnte im Wildschutzgebiet regelmäßig beobachtet werden, wie Rothirsche, Damhirsche und Rehe tagsüber gezielt in den Altholzbeständen einzelne frisch aus den Baumkronen abgerissene Blätter oder das Laub abgebrochener Äste vom Boden aufnahmen. Besonders beliebt waren die Blätter der Eiche. Noch im Herbst ließ sich beobachten, dass das inzwischen gewelkte Laub von im Sommer abgebrochenen Ästen gerne geäst wurde. Nach dem Entzug des Wassers hatten sich die Blätter zwar braun verfärbt, der Mineraliengehalt war jedoch ebenso hoch wie der des frischen Sommerlaubes und im Nährstoffgehalt nicht vergleichbar mit den abfallenden Blättern des Herbstlaubes, denen bereits die wesentlichen Mineralien und Nährstoffe entzogen waren (u.a. Larcher 1994; Straßburger 1983).

Brachen im Herbst und Winter starke Äste oder ganze Stämme von Waldkiefer oder Fichte, so ließ sich beobachten, dass diese häufig schon in den Folgetagen vor allem durch Rotwild, aber auch durch Damwild geschält wurden. Im Kronenbereich ist die Rinde wesentlich weniger verborkt als im unteren Stammbereich, sodass auch die Rinde älterer Stämme im Kronenraum äsungsattraktiv und mechanisch einfach zu schälen ist. Die Triebe der Fichte, vor allem aber der Eiche, der Hainbuche, der Esche und des Bergahorns, in geringerem Umfang auch die Triebe der Rotbuche, wurden von allen Hirscharten beäst. Vor allem die Kronen der Stiel- und Traubeneichen zeigten schließlich im Frühjahr in Kranichstein erheblich verbissene Triebe von bis zu 20 cm fehlenden Triebspitzen.

Der Holzeinschlag im Spätherbst und Winter kommt einem durch Sturm verursachten Nahrungszuwachs gleich. Ein entscheidender Unterschied gegenüber Sturmwürfen ist die Kontinuität in Menge und Zeit durch jährlich wiederkehrende forstliche Hiebsmaßnahmen, während orkanartige Stürme eher unregelmäßige Großereignisse mit einem Überangebot an zusätzlicher Winternahrung sind. Die durch den Holzeinschlag zur Verfügung gestellte Nahrung an Gehölztrieben ist sowohl mengen- als auch gehaltsmäßig als Äsung enorm. Im Wildschutzgebiet wurden jeden Winter durch die Fällung älterer Bäume in den Jahren 1995/96 bis 1999/00 bis zu 20.000 kg Frischgewicht Knospen- und Triebäsungsmenge geboten (Kap. 4.5).

Im Durchschnitt lag die durch Baumfällung angebotene Äsung seit 1996 bei 13.000 kg Frischmasse! Vor allem in den Winterhalbjahren 1997/98, 1998/99 und 1999/00 wurde durch hohe, blockartige Altholzeinschläge eine enorme und weit über das Gebiet verteilte zusätzliche Nahrung geboten.*

* In den Jahren 1992–1995 wurde im Wildschutzgebiet deutlich weniger Holz eingeschlagen als in den Jahren ab 1997. Im Winter 1996/97 wurde nur im Osten des Gebietes Holz eingeschlagen.

Zusätzliche Nahrung fiel im Wildschutzgebiet Kranichstein in den alten Rotbuchen- und Eichenwäldern ab September durch Baummast an. So wurden im Herbst 2000 bei Halb- bis Vollmast 6–40 kg Eicheln je Eiche (Baumalter 140 Jahre und älter) ermittelt. 250 ha Eichenwälder und 100 ha Buchenwälder wachsen in Kranichstein in fruchtbarem Alter. In Vollmastjahren lagen den bereits genannten Werten zufolge etwa 150.000 kg Bucheckern und 300.000–500.000 kg Eicheln an zusätzlicher Nahrung vor. In Jahren mit Halb- und Sprengmasten waren die Mengen an Baumfrüchten geringer, erreichten aber aufgrund der großen Flächen an Rotbuchen- und Eichenwäldern noch immer erhebliche Mengen.

Es interessiert nun die Frage, ob die Intensität und Lokalität des Holzeinschlages einen Einfluss auf die Verbissintensität in den Waldbeständen hat. Von Vorteil erwies sich hier die flächenhafte Präsenz durch Weiserflächen und Gehölztransekte.

In den ersten Untersuchungsjahren 1992 und 1993 zeigte sich ein paralleler Verlauf zwischen geringem Holzeinschlag, also geringer Kronentriebäsung im Winter, und einem erheblichen Winterverbiss an den Gehölzen auf allen Weiserflächen. 1994 ging der Winterverbiss, aber auch der Sommergebiss, nahezu schlagartig zurück. Die Holzeinschläge lagen zu dieser Zeit noch auf niedrigem Niveau. Erst im Winter 1996/97 war schließlich ein verbissmindernder Effekt durch größere Fällmengen an Kronentriebäsung zu erwarten. Genau das Gegenteil passierte: In den Jahren 1997 und 1998 stieg der Gehölzverbiss an. Dass der Verbiss bereits im Frühjahr 1994 auf allen Weiserflächen sehr stark zurückging, war zunächst vor allem eine Folge der mit der Sukzession auf den zahlreichen Sturmwurfflächen einhergehenden Nahrungszunahme. Schließlich ließ die Attraktivität der jungen Vorwälder nach und der Verbiss fokussierte sich wieder stärker auf den Wald. Für die Jahre ab 1997 ist anzunehmen,

dass die erheblichen Kronentriebäsungsmengen der Holzeinschläge 1996–2000 den wieder gewachsenen Verbiss an den Gehölzverjüngungen der Waldbestände abpufferte.

Direkte Wechselwirkungen zwischen den Waldbeständen mit Holzeinschlägen (großen Mengen an Kronentrieben) und einer Verbissminderung dazu nahegelegener Weiserflächen ließen sich nicht erkennen. Die Entwicklung der Verbissintensität ist überraschend auf allen Weiserflächen mit gleicher Tendenz verlaufen.

Waldwiesen und Wildäsung

Das regelmäßige Beäsen, die lange Aufenthaltsdauer auf den Wiesen, Wildverbiss und Äsungsmengenzahlen an Arten der Wiesengesellschaften und deren pflanzensoziologisch-ökologische Verbreitung im Wildschutzgebiet Kranichstein stellt die Bedeutung der Waldwiesen als Wildäsungsflächen eindrucksvoll heraus (vgl. Kap. 4.4). Die Waldwiesen umfassen in der Summe 52 ha und damit ca. 10% des Wildschutzgebietes. Rund die Hälfte der Wiesenflächen sind als hervorragende „Wildwiesen“ anzusehen, vor allem die großflächigen Auenboden-Feuchtwiesen der drei größten Wiesen Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese mit ihrem besonderen Artenreichtum und einer damit verbundenen sehr hohen Nahrungsvielfalt.



Äsendes Alttier in einer kräuterreichen Glatthaferwiese.

In einer Studie zum Äsungsangebot im Winter wurden in der Eifel in einem 2.400 Hektar umfassenden Laub-Mischwaldgebiet die Holzeinschläge der Winterhalbjahre 1998/99–2000/01 ausgewertet. Jeden Winter wurden dort rund 7.000 Festmeter Eiche, Rotbuche, Fichte, Douglasie und Kiefer gefällt. Auf gleicher Grundlage wie in Kranichstein (vgl. auch Brückner 1977 für das Erzgebirge) wurden zusätzliche Nahrungsmengen von 60.000 kg Frischgewicht Knospen-, Trieb- und Rindenäsung für einen Winter ermittelt (Simon 2003).

Das Beispiel Eifel zeigt, dass in Kranichstein die durch Holzeinschläge vorgelegten Äsungsmengen deutlich höher lagen als in Gebieten üblicher Holznutzung, ohne dass in Kranichstein der Holzeinschlag aus Vornutzung und Läuterung berücksichtigt wurde.

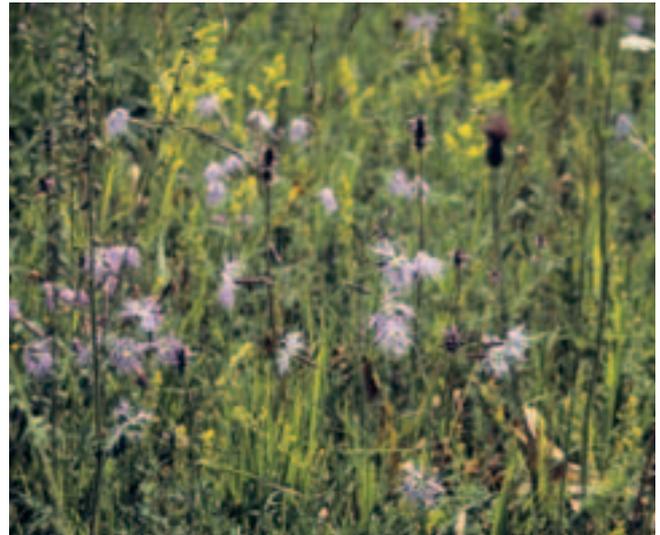
Tabelle 73: Regelmäßig und bevorzugt bestäube Pflanzenarten auf den Waldwiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein

Wiesenkräuter

Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>
Färberscharte	<i>Serratula tinctoria</i>
Scharfer Hahnenfuß	<i>Ranunculus acris</i>
Echtes Labkraut	<i>Galium verum</i>
Sumpfschafgarbe	<i>Achillea ptarmica</i>
Heilziest	<i>Betonica officinalis</i>
Kleiner Klappertopf	<i>Rhinanthus minor</i>
Wiesensilge	<i>Silaum silaus</i>
Kümmelsilge	<i>Selinum carvifolia</i>
Kleine Brunelle	<i>Prunella vulgaris</i>
Wiesenflockenblume	<i>Centaurea jacea</i>
Ackerkratzdistel	<i>Cirsium arvense</i>
Spitzwegerich	<i>Plantago lanceolata</i>
Nordisches Labkraut	<i>Galium boreale</i>
Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>
Gilbweiderich	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Kleine Brunelle	<i>Prunella vulgaris</i>
Ufermädesüß	<i>Filipendula ulmaria</i>
Großer Wiesenknopf	<i>Sanguisorba officinalis</i>
Rotklee	<i>Trifolium pratense</i>
Knolliges Mädesüß	<i>Filipendula vulgaris</i>
Wiesenmargerite	<i>Leucanthemum ircutianum</i>
Wiesensauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>
Gemeines Ferkelkraut	<i>Hypochaeris radicata</i>
Geflecktes Johanniskraut	<i>Hypericum maculatum</i>
Herbstlöwenzahn	<i>Leontodon autumnalis</i>

Wiesengräser und Grasartige

Kammgras	<i>Cynosurus cristatus</i>
Wiesenschwingel	<i>Festuca pratensis</i>
Rohrschwingel	<i>Festuca arundinacea</i>
Rotschwingel	<i>Festuca rubra</i>
Glatthafer	<i>Arrhenatherum elatius</i>
Wolliges Honiggras	<i>Holcus lanatus</i>
Wiesenlieschgras	<i>Phleum pratense</i>
Waldbinse	<i>Juncus acutiflorus</i>
Sumpfschilf	<i>Carex acutiformis</i>



Blütenaspekt auf der Rottwiese.

Insgesamt konnten 27 Kräuter und 9 Gräser als besonders beliebte Äsungspflanzen auf den Waldwiesen des Wildschutzgebietes herausgearbeitet werden. Die genannten Wiesenpflanzen sind auf der Rottwiese – viele davon auch in den anderen Wiesen – häufig anzutreffen und werden meist bevorzugt bestäubt. Die Arten wachsen in den Wiesengesellschaften der Pfeifengraswiesen, Kohldistelwiesen, Wassergreiskrautwiesen, Wiesenknopf-Silgenwiesen und Glatthaferwiesen. In den stark bodensauren Wiesen, so die artenarmen Waldbinsenwiesen und Borstgrasrasen, findet hingegen meist nur eine geringfügige, jedoch gezielte Nahrungsaufnahme bevorzugter Arten statt.

Neuanlage von Wildäsungsflächen

Das Lebensraumgutachten Kranichstein hat die hohe Bedeutung von naturnahen, artenreichen Waldwiesen als Wildäsungsflächen aufgezeigt und gleichermaßen Anregungen für die Revierpraxis in Rotwildgebieten aufgezeigt (vgl. Kap. 5). In der Regel existieren in Rotwildgebieten bereits eine Vielzahl von Wildäsungsflächen. Im Rahmen einer projektierten Lebensraumverbesserung in Rotwildgebieten ist daher grundsätzlich zu überlegen, ob die Notwendigkeit für neu anzulegende Äsungsflächen besteht oder ob zunächst eine Revision und Instandsetzung vorhandener Wildäsungsflächen möglich ist (vgl. Kap. 5.5). Nicht selten sind Wildwiesen historisch gewachsene Waldwiesen mit einem größeren Artenreichtum und zum Teil auch mit einem hohen Schutzwert. Es ist daher nicht immer sinnvoll und zum Teil auch nicht zulässig, bereits vorhandene und äußerlich monoton wirkende Äsungsflächen zu fräsen und neu einzusäen. Häufig kann ein besseres Ergebnis erreicht werden, wenn z.B. bei



Gebuchtete Wiesenränder und breite Säume sind ein typisches Merkmal der Wiesen im Wildschutzgebiet. Im Bild die Hengstriedewiese.



Günstig strukturierte Äsungsfläche.



Strukturschwache Äsungsfläche.

schmalen Äsungsflächen durch Aufhauen der Wiesenränder und eine damit einhergehende stärkere Besonnung mehr Licht auf die Äsungsfläche fällt. Ein gebuchtetes Aufhauen des Wiesenrandes erhöht die Strukturvielfalt und kommt dem Sicherheitsbedürfnis des Rotwildes entgegen. Breite Säume erhöhen die Artenvielfalt und stellen durch Gehölzaufwuchs natürlicherweise gewachsenes Prossholz zur Verfügung. Ein optimaler Lichteinfall wird durch eine Nord-Süd-Ausrichtung der Äsungsfläche erreicht.

Nahezu alle Rotwildgebiete in Hessen liegen auf bodensaurem Grundgestein. Die oberflächliche Bodenversauerung hat vielerorts zu einer Artenverarmung vor allem auf älteren Wildwiesen geführt. Durch eine Kalkung kann eine säurebedingt gestoppte Samenkeimung oft wieder beginnen. Kurzfristig lassen sich so die Artenvielfalt und Biomasse der Äsungsfläche und gleichermaßen auch die Äsungsattraktivität für die Schalenwildarten erhöhen. Ein Düngeversuch mit Kalzium und Magnesium ist in vielen Fällen lohnenswert, bevor kostenaufwändig

eine Instandsetzung eingeleitet wird. Dabei ist aber auf eventuelle Vorkommen von Borstgrasrasen und anderen düngempfindlichen Vegetationstypen nährstoffarmer, stark saurer Standorte zu achten: Hier gilt ein generelles Düngeverbot. Auf größeren Wildwiesen lohnt sich durchaus auch der Versuch, Teilflächen unterschiedlich zu düngen: eine Teilfläche erfährt eine Düngung mit Kalzium-Magnesium-Phosphat und Kalium, eine zweite Teilfläche erfährt nur eine Kalzium-Magnesium-Düngung und eine dritte Teilfläche verbleibt ohne Düngung. Auf keinen Fall sollte eine reine Stickstoffdüngung erfolgen!

Wiesen-Einsaatmischungen für neuangelegte Äsungsflächen auf bodensauren Standorten des Mittelgebirges

Wichtig im Zusammenhang mit der Neuanlage von Äsungsflächen ist die Frage der richtigen Saatgutmischung für die Einsaat. Die handelsüblichen, auf Wild-äsungsflächen ausgebrachten landwirtschaftlichen Weidemischungen oder auch die gängigen, für jagdliche Zwecke zusammengestellten Saatgutmischungen sind häufig nicht lebensraumbezogen und nur bedingt wildgerecht. So enthalten diese Grünlandmischungen größere Anteile aus Esparsette, Inkarnatklee, Perserklee, Luzerne und andere Arten, die warme Kalkstandorte oder hohe Stickstoffgaben benötigen und unter den standörtlichen und klimatischen Bedingungen vor Ort kurzfristig ausfallen. Wiesenmischungen sind für Äsungsflächen grundsätzlich auch deshalb besser geeignet als Weidemischungen, weil meist nur ein relativ später Mäh- oder Mulchschnitt pro Jahr durchgeführt wird und das Schalenwild – anders als beispielsweise Kühe auf der Weide – die Äsungsfläche weder kontinuierlich noch vollständig abweiden. Eine Grasnarbe aus vorwiegend Weidegräsern (z.B. Weidelgras) hält sich daher nachweisbar nicht lange auf den Äsungsflächen.

Eine Grasnarbe aus vorwiegend Wiesengräsern (Obergräser wie Wiesenschwingel, Glatthafer, Knaulgras, Mittel- und Untergräser wie Wiesenrispe oder Rotschwingel) ist ausdauernd und stabiler und vor allem auch dem Lebensraum angepasst; Nachsaaten sind kaum erforderlich.

Im westlichen Hunsrück erfolgte im Rahmen des Lebensraum-Modellprojekts im Rotwildring Osburg-Saar die Zusammenstellung standortgerechter Wildwiesen- und Wiesen Saatmischungen (Simon & Lieser 2004). Diese Wiesenmischungen enthalten die von Natur aus beliebten Äsungspflanzen des Rotwildes – in erster Linie standorttypische Gräser und Kleearten – und sind gleichzeitig den geologischen und klimatischen Bedingungen des westlichen Hunsrücks angepasst. Grundlage der Empfehlungen waren Vegetations- und Verbisserhebungen auf mehr als 70 Äsungsflächen des Rotwildgebietes.

Die Einsaat-Wiesenmischungen sind höhengeographisch differenziert in solche für höhere Lagen oberhalb 500 m über NN (montane Stufe) und in solche für untere bis mittlere Lagen zwischen 200 und 500 m über NN (submontane Stufe).

1) Wiesenmischung für höhere, montane Lagen oberhalb 500 m über NN und mäßig trockene bis frische, ± mittlere Standorte*)

Gräser:

Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	10 kg
Rotschwingel (<i>Festuca rubra ssp. rubra</i>)	6 kg
Wiesenrispengras (<i>Poa pratensis ssp. pratensis</i>)	6 kg
Goldhafer (<i>Trisetum flavescens</i>)	2 kg

Leguminosen:

Rotklee (<i>Trifolium pratense</i>)	3 kg
Weißklee (<i>Trifolium repens</i>)	2 kg
Hornklee, Hornschotenklee (<i>Lotus corniculatus</i>)	1 kg
	30 kg

2) Wiesenmischung für untere bis mittlere, submontane Lagen zwischen 200 und 500 m über NN und mäßig trockene bis frische, + mittlere Standorte*)

Gräser:

Rotschwingel (<i>Festuca rubra ssp. rubra</i>)	6 kg
Wiesenrispengras (<i>Poa pratensis ssp. pratensis</i>)	6 kg
Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)	4 kg
Glatthafer (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	3 kg
Knaulgras (<i>Dactylis glomerata</i>)	3 kg
Goldhafer (<i>Trisetum flavescens</i>)	1 kg

Leguminosen:

Rotklee (<i>Trifolium pratense</i>)	2 kg
Hornklee, Hornschotenklee (<i>Lotus corniculatus</i>)	2 kg
Weißklee (<i>Trifolium repens</i>)	2 kg
Hopfenklee, Gelbklee (<i>Medicago lupulina</i>)	1 kg
	30 kg

* Auf kleinflächig vorhandenen feuchten bis nassen Standorten empfiehlt sich aus ökologischer wie aus ökonomischer Sicht eine Einsaat nicht.

Eine besondere Beachtung sollte auch brachliegenden sowie land- und forstwirtschaftlich nur noch extensiv genutzten Flächen geschenkt werden. Damit eine Gefährdung solcher möglicherweise ökologisch bedeutsamer Flächen ausgeschlossen bleibt, sollte vor Instandsetzung brachliegender oder nicht mehr intensiv gepflegter Äsungsflächen eine ökologisch-fachliche Inaugenscheinung durch einen Spezialisten erfolgen. Das Umbrechen, die Neueinsaat oder Düngung dieser Lebensräume



Auch brachliegende Wildwiesen können durch eine intensive Beäsung noch lange ihren Wiesencharakter erhalten. Nimmt die Äsungsattraktivität ab, reicht eine regelmäßige Mahd in der Regel aus, die Attraktivität wieder zu erhöhen.

wäre nicht nur ein landespflegerischer Verstoß, sondern ignoriert unter Umständen auch die Möglichkeit, natürlich vorhandene, standorttypische und -geeignete Äsungsflächen dem Rotwild zur Verfügung zu stellen.

5.2 Methodische Standards für Wildverbissaufnahmen: Eine vergleichende Betrachtung

Der definierte Wildbestand im Wildschutzgebiet Kranichstein, der seit 1984 in seinem Frühjahrsbestand bekannt ist und seither auf kontinuierlich gleichbleibendem Niveau einreguliert wird, bietet die einmalige Chance, das Wildverbissgeschehen systematisch zu bearbeiten. Die Grundlage für die systematische Erfassung bildete die Einrichtung von 19 Dauerbeobachtungsflächen im Wald und vier Dauerbeobachtungsflächen auf Wiesen, die repräsentativ die standörtlichen Verhältnisse berücksichtigen.

Die 19 Dauerbeobachtungsflächen im Wald umfassen neun Weiserflächenpaare in standörtlich verschiedenen Waldgesellschaften, drei Weiserflächenpaare auf Sukzessionsflächen nach Sturmwurf und sieben Transekte, auf denen in räumlicher und standörtlicher Ergänzung zu den Waldweiserflächen ebenso wie auf diesen Gehölzverjüngung, Höhenentwicklung und Wildverbiss erfasst wird.

Insgesamt verteilen sich 19 Beobachtungsflächen auf 460 ha Wald, was einer mittleren Dichte von 4,1 Dauer-

beobachtungsflächen je 100 ha Wald entspricht. Die hohe standörtliche Vielfalt der Wälder im Wildschutzgebiet machte diese Flächendichte nötig, um Wechselwirkungen zwischen Pflanzenfressern und Vegetation hinreichend genau erfassen und bewerten zu können.

Fünf übergeordnete Waldgesellschaften unterliegen hier in unterschiedlichem Maße dem Einfluss von vier Schalenwildarten, bedingt durch Äsungsvorlieben und Raumtraditionen mit unterschiedlichen Schwerpunkten in der Raumnutzung. Eine geringere Dichte im Erhebungsflächennetz würde daher hier zu unvollständigen Ergebnissen und Bewertungen führen, zumal jährliche Abweichungen beispielsweise in der Entwicklung des Gehölzverbisses in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf im Winter erheblich sein können (vgl. Kap. 4.3.5).

In weniger strukturierten Waldlandschaften in Mittelgebirgslagen – meist auf bodensauren Standorten – wird in der Regel mit einer geringeren Erhebungsflächendichte gearbeitet. Dabei werden Weiserflächen nur in Ausnahmefällen in schwierigen Wald-Wild-Konfliktsituationen errichtet (vgl. Simon 2003). In der Regel finden Systeme der Dauerbeobachtung in Form von Weiserflächenpaaren ausschließlich in Waldschutzgebieten sowie Naturwaldzellen und Nationalparken Anwendung (vgl. Schmidt 1999). Im Nationalpark Kellerwald-Edersee beispielsweise wurde 1993 unter der Konzeption des vormaligen Waldschutzgebietes ein Weiserflächensystem eingerichtet, das mit 30 Flächenpaaren die vorherrschenden Buchenwaldgesellschaften auf 4.600 ha Wald

repräsentiert (Simon et al. 1997; Simon & Goebel 2005). Im Nationalpark Harz wurden auf einer Waldfläche von 19.000 ha 120 Weiserflächen installiert (Raimer 1998, 2004). Die Erhebungsdichte lag in beiden Waldgebieten als Ergebnis der Abwägung von Zielstellung und Arbeits- und Kostenaufwendung ursprünglich bei weniger als einer Erhebungsfläche je 100 ha Wald. Um die Beobachtungsflächendichte zu erhöhen, werden im Harz ergänzende Erhebungen zur Gehölzentwicklung durch Linientaxationen und Probekreiserhebungen durchgeführt (Hennecke 1998; Raimer 2004). Im Kellerwald wurde das Flächennetz durch zusätzliche Weiserflächen auf den besser basenversorgten Buchenwaldstandorten (Waldmeister-Buchenwald und Platterbsen-Buchenwald) sowie auf Sonderstandorten im Hainmieren-Bacherlen-Wald, im Bergahorn-Eschen-Ulmen-Hangwald und im Habichtskraut-Traubeneichenwald ergänzt, die als Wald-

gesellschaften dort zwar nur geringe Waldflächen einnehmen, jedoch besondere Äsungsschwerpunkte darstellen (Simon & Goebel 2005).

In Wirtschaftswäldern sind in Deutschland systematisch angelegte Erhebungsflächen zur Erfassung von Baumartenverteilung, Höhenentwicklung und Leittriebverbiss der Gehölzverjüngung als Grundlage für die Abschussplanung von Schalenwild üblich. Die Bundesländer arbeiten dabei jedoch mit zum Teil sehr unterschiedlichen Verfahren und Erhebungsflächendichten (vgl. Petrak et al. 1998). Das Forstliche Lebensraumgutachten in Hessen beispielsweise bedient sich, um die genannten Parameter der Gehölzverjüngung erfassen zu können, einer Erhebungsfläche je 200 ha Wald (vgl. Grünekle 1987). Das Waldbauliche Gutachten Rheinland-Pfalz arbeitet mit einer Erhebungsflächendichte, die sich an einem Raster von 400 m x 400 m orientiert (Ministerium für Umwelt



Waldweiserfläche (links) und Gehölztransekt (rechts) im Wildschutzgebiet.



Weiserfläche im Nationalpark Kellerwald-Edersee.



Unverbissener Buchentrieb im Frühjahr.

und Forsten Rheinland-Pfalz 2000) und im günstigen Fall eine vergleichbare Zahl an Erhebungsflächen erreicht wie das hessische Verfahren.

Die Gegenüberstellung von der in der vorliegenden Untersuchung im Wildschutzgebiet Kranichstein angewandten Methode (19 Erhebungsflächen) und den zwei bis drei Erhebungsflächen, die das Forstliche Gutachten in Hessen für ein solches Waldgebiet vorsieht, zeigt bereits auf den ersten Blick den Unterschied in der Anzahl der Erhebungsflächen und daraus folgernd, die unterschiedliche Datenbasis, die dem forstlichen Gutachten bzw. einer wissenschaftlichen Forschungsstudie zur Bewertung der Wald-Wild-Wechselwirkungen zugrunde liegt.

Bedingt durch die höhere Anzahl an Erhebungsflächen konnte die Aussageschärfe zur Verbissituation und Gehölzentwicklung im Wildschutzgebiet wesentlich detaillierter erfolgen, da es in Abhängigkeit von der jeweiligen Waldgesellschaft und der räumlichen Lage im Gebiet (Kriterien der Störungsintensität durch Menschen, Wildeinstand etc.) zu teilweise erheblichen Unterschieden in der Verbissintensität – in der räumlichen wie auch in der zeitlichen Entwicklung – kam. So zeigen die Ergebnisse in ihrer neunjährigen Entwicklung, dass Witterungseinflüsse und Ereignisse wie starker Raupenfraß die Höhe des jährlichen Wildverbisses bei gleichbleibendem Wildbestand deutlich verändern können. Zu vergleichbaren Schlussfolgerungen kam bereits eine frühere Vegetations- und Wildverbissuntersuchung in Kranichstein (Roeder & Jaeger 1988).

Zusätzlich zu der grundlegenden Schwierigkeit, mit wenigen 50 Meter langen Erhebungstransekten eine repräsentative Aussage über große Waldflächen zu treffen, zeigt sich am Beispiel Kranichstein, dass mit einer Auswahl von zwei bis drei Transekten zwar eine Aussage über die Verbissituation in der Waldgesellschaft getroffen werden kann, in die das Transekt gelegt wurde, darüber hinaus aber keine Rückschlüsse auf weitere Flächen getroffen werden können. Das liegt sowohl in der Heterogenität der Standorte als auch in der Lage der Wildeinstände und damit der Äsungsschwerpunkte begründet.

Unabhängig von der standörtlichen Vielfalt im Gebiet Kranichstein ergibt sich in größerflächigen und einheitlicheren Waldgesellschaften des Mittelgebirges, z.B. auf bodensauren Standorten des Hainsimsen-Buchenwaldes, mit einem 50 Meter Transekt die Schwierigkeit, eine in der Regel immer mosaikartig heterogen aufwachsende Naturverjüngung hinreichend und für die Waldgesellschaft repräsentativ zu erfassen (Petrač 1990; Simon et al. 2003; Suchant & Burghardt 2003).

Fazit: Als Methode sind Verbisstransekte, wie sie in Hessen im Rahmen des Forstlichen Gutachten angewendet werden, bei repräsentativer Lage innerhalb der zu beprobenden Waldgesellschaft ein geeignetes Mittel, um die Verbissituation in dieser Waldgesellschaft zu erfassen.

Entscheidend ist die Beachtung und Repräsentativität der standörtlichen Vielfalt. In strittigen Fällen kann daher die Einrichtung eines zweiten und dritten Transekts innerhalb der Waldgesellschaft die Datengrundlage deutlich verbessern und die Akzeptanz des Ergebnisses und der daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen bei allen Beteiligten vergrößern. Weiterreichende Rückschlüsse auf größere Waldflächen oder sogar andere Waldgesellschaften, gerade bei standörtlicher Vielfalt, sind fachlich jedoch nur eingeschränkt zulässig.

Die Vegetations- und Verbissaufnahmen in Weiserflächenpaaren erlauben darüber hinaus tiefergehende Einblicke in ökosystemare Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und Lebensraum. Dabei umfasst die fachliche Auswertung weit mehr als die Dokumentation der Wuchsentwicklung dominanter Gehölze in den Weiserzaunflächen unter Ausschluss jeglichen Schalenwildes; nämlich die Entwicklung der Artenvielfalt unter verschiedenartigen Konkurrenzverhältnissen der Pflanzen untereinander und gegenüber Pflanzenfressern. Im Ergebnis ist es nicht immer die Entwicklung in der Zaunfläche, die schließlich den Zielvorstellungen entspricht (vgl. Fischer 2001; Jauch 1991). Die Investition in Weiserflächen lohnt jedoch nur, wenn die Untersuchungskontinuität mittel- bis langfristig gewährleistet ist (vgl. Schmidt 1991). Entwicklungen innerhalb und außerhalb von Weiserzäunen werden abhängig vom Standort frühestens nach drei bis fünf Jahren erkennbar, wie die Erhebungen in Kranichstein zeigen (vgl. auch Roth 1996; Simon & Goebel 2005). Deshalb sollte eine Untersuchungskontinuität von mindestens fünf, besser zehn Jahren (und darüber hinaus) gewährleistet sein.

Die sorgfältige Standortauswahl ist von grundlegender Bedeutung für die langfristig mögliche Vergleichbarkeit der ungezäunten Parzelle und der Zaunparzelle. Auf eine Vergleichbarkeit von Standort, Zusammensetzung von Bodenvegetation und Gehölzaufwuchs sowie überschirmende Baumarten und Beschattung durch das Kronendach ist zwingend zu achten. Andernfalls kann sich bereits nach wenigen Jahren herausstellen, dass nicht berücksichtigte Faktoren, z.B. eine unterschiedliche Beschattung von Zaun- und Vergleichsfläche, unabhängig vom Wildeinfluss zu einer verschiedenartigen Ausprägung der Bodenvegetation geführt haben. Die Fortführung einer Untersuchung, die insbesondere den Einfluss des Wildverbisses dokumentieren will, wäre damit nicht mehr möglich. Vor der Standortauswahl ist die Prognostizierbarkeit der weiteren Entwicklung der Fläche zu berücksichtigen. In einer früheren Kontrollflächenerhebung in Kranichstein führte die starke zunehmende Beschattung vier Jahre nach Einrichtung der Kontrollflächen zu einer Einstellung der Untersuchungen, da die Beschattung zum beherrschenden Faktor der Gehölzentwicklung wurde (Roeder & Jäger 1988).

Die Anzahl an Weiserflächen, die Methode der Auf-

nahme (Vegetations- und/oder Gehölz- und Verbissaufnahme) und der Turnus der Aufnahme (z.B. jedes Jahr oder alle drei Jahre) sind abhängig von der standörtlichen Vielfalt des Untersuchungsgebietes und der Fragestellung der Untersuchung. Die Anforderungen an die Standortwahl der Weiserfläche ergeben sich aus der Notwendigkeit einer repräsentativen Lage innerhalb der Waldgesellschaften und der variablen Raumnutzungsmuster des Schalenwildes. Als Größenordnung sollte die Anzahl jedoch auch auf einheitlicheren Standorten fünf bis sieben Weiserflächen je 1.000 Hektar nicht unterschreiten.

5.3 Wildverbiss = Wildschaden? Fraß und Bodenwühlen als Faktoren in der Ausprägung von Pflanzengesellschaften

Die neunjährigen Untersuchungen zur Entwicklung des Wildverbisses im Gebiet sind die Grundlage, um den Faktor Schalenwildverbiss im Zusammenspiel mit anderen ökologischen Wirkungsfaktoren bewerten zu können. Dabei war vor allem die Kontinuität in der Durchführung der Vegetationsaufnahmen auf den Weiserflächen von wesentlicher Bedeutung für die Einschätzung der Waldbestandsentwicklung als einem Prozess, der unterschiedlichen Einflüssen unterliegt. Auf den Dauerbeobachtungsflächen wurde nicht nur der Wildeinfluss dokumentiert, sondern gleichermaßen die gesamte Vegetationsentwicklung phänologisch exakt verfolgt. Dadurch wurde es möglich, die Wirkung der verschiede-

nen ökologischen Faktoren, wie z.B. Raupenkalamitäten, Sommertrocknis und schwankender Bodenwasserhaushalt, bei weitgehend konstanten Wildbeständen zu gewichten.

Wildverbiss und Gehölzentwicklung der Hauptbaumarten in den Jahren 1992–2000

Tendenzen in der Verbissentwicklung der Waldgehölze sind im Gebiet besonders gut ablesbar an der Verbissintensität der Hainbuche, die zu den beliebtesten Äsungsgehölzen in Kranichstein zählt. In den Bereichen der bodensauren Eichen-Hainbuchenwälder und bodensauren Eichenmischwälder (vgl. Weiserparzellen 1 A, 3 A und 6 A) ist die Hainbuche mit Abstand die wichtigste, gleichzeitig aber auch nahezu die einzige, besonders bevorzugt beäste Äsungspflanze unter den Gehölzen. Kapitel 4.3.1 zeigt den Verlauf des Leittriebverbisses der Hainbuche – getrennt nach Sommer- und Winterverbiss – in den Jahren 1992–2000 in den Waldweiserflächen 1 A bis 9 A. Vor allem der Sommerverbiss lag in den ersten beiden Beobachtungsjahren bei rund 80 % (!) und fiel 1994 rapide auf unter 20 %, ebenso wie der Winterverbiss. Erst 1996 war ein erneutes Ansteigen des Verbisses an der Hainbuche festzustellen. Trotz nachfolgend hoher Schwankungsbreiten – vor allem im Sommerverbiss (20–60 % Verbiss) bei geringeren Schwankungsbreiten im Winterverbiss (30–40 % Verbiss) – wurde die konstant hohe Verbissintensität der Jahre 1992 und 1993 nicht mehr erreicht.

Trotz ihrer Eigenschaft als beliebte und erheblich verbissene Äsungspflanze im Gebiet (vgl. Roeder & Jaeger 1988) gelingt der Hainbuche das Aufwachsen in



Nahezu ungestörte Höhenentwicklung der Rotbuche in Weiserfläche 2. Seit Beginn der Untersuchungen 1992 hat sich hier inzwischen eine weitgehende Gehölzdickung aus Buchenjungwuchs entwickelt (Aufnahme: Oktober 2007).



Durch Abknicken in seinem Höhenwachstum erheblich beeinträchtigt Eichenheister (Aufnahme: Oktober 2007).

die Baumschicht und gleichermaßen eine Erhöhung des Deckungsgrades in der Kraut- und Strauchschicht (Parzellen 1, 2, 3 B und 6). Eine Ausnahme bildet Parzelle 3 A, wo aufgrund der Verbissintensität eine stärkere Höhenentwicklung bis heute unterblieb.

Die Rotbuche hingegen zählt in Kranichstein zu den gering verbissenen Gehölzen. Die Verbissattraktivität der Buche ist im Vergleich zu anderen Baumarten gering (vgl. Petrak 2000; Prien 1997; Simon 2003; Ueckermann 1981). Im Unterschied zu anderen Holzgewächsen liegen Beäsungsintensität und Beliebtheit der Buche deutlich unter dem aufgrund der Nährstoffgehalte zu erwartenden Maß (Petrak & Steubing 1985). In Kranichstein wird der Rotbuchenjungwuchs fast ausschließlich im mineralstoffreichen Waldmeister-Buchenwald (Parzelle 2 A: Maximalwerte 1998 mit knapp 10% Leittriebverbiss) und im Bereich der Sturmwurfflächen verbissen. Betrachtet man die Ergebnisse der Waldweiserflächen 1 A bis 9 A und die der Transekte T 1 bis T 7, so ist der Verbiss an der Rotbuche trotz allgemein seit 1996 gestiegener Verbisszahlen nach wie vor vernachlässigbar. Der Verbiss an Rotbuchen lag in den Jahren 1999 und 2000 deutlich unter 10%. In einigen Waldbereichen wurde die Rotbuche überhaupt nicht mehr verbissen. In den Weiserflächen mit nennenswertem Anteil von Rotbuchenjungwuchs (Parzellen 1, 2, 4 und 5) wächst die Rotbuchenverjüngung unter den heute definierten Wildbeständen nahezu ungestört auf.

Die Eiche ist nur in der Waldweiserfläche 6 in nennenswerter Anzahl in der Verjüngung vertreten. War der Eichenverbiss in den Jahren 1994–1997 auffällig gering, so wurde die Eiche dort seit 1998 wieder stärker verbissen. Lag der Leittriebverbiss im Sommer 1998 bei 5% – überlagert von Trocknis, Mehltau und Raupenfraß – so war im Sommer 2000 ein Leittriebverbiss von 15–26% zu beobachten. Insgesamt lässt sich beim Eichenjungwuchs im Jahre 2000 in fast allen Waldweiserflächen, in denen die Eiche vertreten ist, eine Verbisszunahme erkennen. Dieser an sich nur mäßige Wildverbiss führte jedoch in Überlagerung mit den weiteren, bereits genannten Faktoren zu einer verringerten Vitalität des Jungwuchses. Empfindlich wirkt sich der Leittriebverbiss dann vor allem bei den höherwüchsigen Eichen in Wuchshöhen von 50–100 cm aus. Selten wächst eine Eiche aus der Äserhöhe heraus. Auch die auf den Sturmwurfflächen gepflanzten Eichen unterliegen diesem Beäsungsdruck. Eine Höherentwicklung der Eiche aus verbissgefährdeten Wuchshöhen heraus ist außerhalb von Zäunen im Gebiet nur an wenigen Stellen zu beobachten.

Räumliche und zeitliche Veränderungen in der Verbissintensität

Um die zeitliche und räumliche Veränderung der Verbissintensität in Kranichstein zu dokumentieren, ist wiederum die verbissattraktive und fast überall im Gebiet

vertretene Hainbuche besonders geeignet.

1992 wie auch 1993 lag der Gehölzverbiss an der Hainbuche in den ungezäunten Waldweiserparzellen (Parzellen 1 A bis 9 A) im Sommer wie im Winter bei rund 60%. In den darauf folgenden Jahren 1994 und 1995 veränderte sich das Bild völlig, der Gehölzverbiss sank drastisch ab. Der deutlich geringere und vielfach sogar nicht mehr vorhandene Wildverbiss auf den Parzellen 2, 3, 4, 6 und 8, der sich nicht nur an den Gehölzen, sondern auch in der krautigen Vegetation zeigte, ließ darauf schließen, dass sich die Schwerpunkte in der Raumnutzung des Schalenwildes, hier vor allem Rotwild und Damwild, verändert hatten und sich die Tiere im Bereich der Waldweiserflächen (ebenso wie in den umgebenden Waldgesellschaften) vergleichsweise seltener aufhielten.

Entlastungseffekt der Sukzessionsflächen nach Sturmwurf

Wildverbiss, Wildbeobachtungen, stark ausgetretene Wechsel und Losungsfunde wiesen darauf hin, dass sich die Raumpräferenzen der beiden großen Hirscharten seit 1994 in die Sturmwurfflächen verlagert hatten, deren Nahrungsangebot drei bis vier Jahre nach den Sturmwurfeignissen im Spätwinter 1990 reichlich geworden war (Brombeere, Himbeere, zahlreicher Gehölzjungwuchs, Brennessel, Hohlzahn u.a.). Der nach Sturmwurf plötzliche hohe Lichteinfall in den bis dahin ± schattigen Waldbeständen hatte das Aufwachsen enormer Nahrungsmengen zur Folge (vgl. Fischer 1998; Keitel 2000; Lässig 2000). Besonders günstig dabei war die mosaikartige Verteilung großer und kleiner Wurfflächen in von



Die Einrichtung von Weiserflächen in 1996 auf den Orkanflächen von 1990 war entscheidend für das Verständnis der Entwicklung auf den Waldweiserflächen (Aufnahme: Vergleich-Parzelle Weiserfläche 11 im Juni 2000).

Waldbesuchern weitgehend ungestörten Waldbereichen. Deren üppige Schlag- und Pioniervegetation bot den Huftieren gleichzeitig Ruhe, Deckung und Nahrung und war daher attraktiver als die vergleichsweise kraut- und strauchschichtarmen Bestände des Waldes, die durch die Weiserflächen 1 bis 9 repräsentiert sind (vgl. Lässig et al. 1995; Scherzinger 1996). Die guten Deckungs- und Äsungsmöglichkeiten der Sturmwurfflächen wurden seit 1994 besonders deutlich. Rotwild wie Damwild hielt sich länger auf den Sturmwurfflächen auf und durchzog zur Nahrungsaufnahme seltener die nahrungsärmeren Waldbestände (vgl. Siegrist 2000).

Die Ergebnisse zum Wildverbiss auf den Weiserflächen 10 A bis 12 A seit 1996 zeigen die Nahrungs- und Verbiss-situation auf den Sturmwurfflächen. Auf den lichtreichen Waldblößen wurden große Mengen besonders an Hainbuche, Brombeere, Himbeere und Birke geäst. Selektiv wurden zudem die als Heister gepflanzten Eichen erheblich verbissen. Sogar die Rotbuche wurde hier 1997 und 1998 vorübergehend ungewöhnlich stark verbissen.

Auch noch zehn Jahre nach den Orkanereignissen von 1990 lagen die Äsungsschwerpunkte auf den Sturmwurfflächen. Die Ergebnisse der Verbissaufnahmen auf den Parzellen 10 A bis 12 A zeigen auch in den Jahren 1997–2000 nach wie vor hohe Äsungszahlen bei Hainbuche, Eiche, Rotbuche, Birke, vor allem aber Brombeere und Himbeere. Der Gehölzverbiss lag hier in allen Jahren mit ca. 40 % Gesamtverbiss doppelt so hoch wie in den Waldweiserparzellen 1 A bis 9 A (Kap. 4.3).

Trotz der hohen Verbissintensitäten konnte sich unter dem waldbaulichen Konzept der Lichtbaumsukzession (Rosenstock 2000) flächenweise relativ schnell ein Vorwald entwickeln, der augenscheinlich von der Birke dominiert wurde, in dem jedoch auch Rotbuche, Hainbuche und Kiefer beigemischt waren. Bereits die Jahre



Verbiss durch Mäuse wurde insbesondere an den Gehölzen in der Krautschicht immer wieder beobachtet.

1998–2000 zeigten, dass vor allem in den Weiserflächen 10 A und 11 A der natürlich aufgekommene Rotbuchenjungwuchs (in Parzelle 10 A auch der Hainbuchenjungwuchs) deutlich sichtbar an Höhe zunahm, obwohl dort die Rotbuche (zumindest bis 1998) und erst recht die Hainbuche stark verbissen wurden. Die angepflanzte Eiche hingegen wurde in beiden Parzellen so stark und selektiv verbissen, dass sich die Eichenpflanzen in ihrem Höhenzuwachs nur geringfügig weiterentwickelten (Parzelle 11 A) oder in ihrer Anzahl und Wuchshöhe sogar rückläufig waren (Parzelle 10 A).

Trotz regelmäßiger auf die Eichenvitalität negativ einwirkender Faktoren wie hoher Raupenfraß, Mehltau und Trocknis ist die schlechte Entwicklung der gepflanzten Eichen auf den lichtreichen Sturmwurfflächen in erster Linie auf den Wildverbiss zurückzuführen. Dies wird bei der Betrachtung der eingezäunten B-Parzellen deutlich. Dort entwickelt sich die Eiche zwar langsam, aber stetig zusammen mit Rotbuche, Hainbuche und Birke (Parzelle 10 B) bzw. zusammen mit der Birke (Parzelle 11 B). Doch ist auch auf den B-Parzellen trotz sehr guter Lichtverhältnisse und Wildausschluss eine verzögerte Entwicklung der Eiche zu beobachten, die den wiederholten Einfluss der trockenen Sommer, des Mehltaubefalles, des Raupenfraßes und anderer Kalamitäten widerspiegelt, von denen die Eiche weit mehr als ihre Konkurrenz-Baumarten betroffen ist. Ergänzend ist festzustellen, dass eine Naturverjüngung der Eiche auf den Sturmwurfflächen auch in den gezäunten B-Parzellen nicht zu beobachten war.

Nur in der von dichten Brombeer-Herden beherrschten Weiserfläche 12 A hat der Wildeinfluss seit dem Jahre 2000 wegen der zunehmend erschwerten Zugänglichkeit der Fläche deutlich abgenommen. Dies zeigt anschaulich, dass auch die ehemaligen Sturmwurfflächen mit zunehmender Zeitdauer – zumindest für die Hirscharten – als Äsungsfläche unattraktiver werden können. Ein Vorgang, der aber im Wildschutzgebiet ausgesprochen langsam verläuft und sich im beobachteten Zehnjahreszeitraum auf die unzugänglichsten Dickichte beschränkte.

Seit 1996 zeigten die aus Artmächtigkeit, Deckungsgrad und Verbiss ermittelten Äsungszahlen an der Vegetation in den Waldweiserparzellen – bei allen Schwankungen – eine leichte Zunahme des Wildverbisses (vor allem Waldparzellen 1 A, 7 A und 9 A). Auch der Gehölzverbiss nahm leicht zu und lag in den Jahren 1996 bis 2000 um $\pm 20\%$ Leittriebverbiss im Winter und $\pm 27\%$ Leittriebverbiss im Sommer (vor allem Waldweiserparzellen 1 A, 2 A, 3 A, 6 A). Trotz der Zunahme im Wildverbiss lag der Gehölzverbiss jedoch noch immer um zwei Drittel niedriger als 1992 und 1993.

Der Gehölzverbiss durch Feldhasen und Mäuse konnte sich im Wildschutzgebiet im Untersuchungszeitraum nicht als entscheidender Hemmfaktor für die Verjüngung der Baumarten auf den Weiserparzellen auswirken. Selbst im schattigen Hainsimsen-Buchenwald der Weiserparzelle

4 A wächst die Rotbuche trotz eines saisonal erheblichen Einflusses durch Hasenverbiss auf.

Die Beurteilung der Verbissbelastung durch Hase und Mäuse kann daher wie folgt zusammengefasst werden: Obwohl in den Weiserflächen 1, 3 und 4 zeitweilig ein starker Mäuse- und/oder Hasenverbiss zu verzeichnen war, ist dieser Faktor gegenüber anderen Einflussfaktoren wie Schalenwildverbiss, Raupenfraß, Mehltau, Trockenheitsperioden, Stickstoff-Immissionen und Bodenversauerung vernachlässigbar. Verbissereignisse durch Mäuse oder Feldhasen fanden in stärkerem Ausmaß immer nur saisonal statt.

Selektiver Gehölzverbiss

In der Vegetation der mehr oder minder schattigen Waldgesellschaften, so zeigen es die Waldweiserparzellen 1, 2, 3, 4 und 6, wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg fast ausschließlich die Gehölzarten verbissen. Kräuter waren lediglich in geringer Artenzahl und Menge vorhanden und wurden meist nur geringfügig verbissen.

Im Gegensatz dazu war auf den krautreichen Waldweiserparzellen 7, 8 und 9 und den im Gebiet nur kleinflächig verbreiteten mineralstoff- und artenreichen Auen- und Feuchtwäldern ein deutlich stärkerer Verbiss an den Kräutern festzustellen. Doch auch hier wurden die Gehölze selektiv verbissen.

Die Verbissaufnahmen zeigen deutlich, dass die meisten Gehölzarten zu den beliebtesten Äsungspflanzen im Wald zählen und selbst bei guter bis optimaler Nahrungsverfügbarkeit bevorzugt beäst werden, zumindest so äsungsbeliebte Arten wie Hainbuche und darüber hinaus Esche und Ulme.

Trotz des Wildverbisses lässt sich im Zeitraum 1992–2000 ein stetes Höhenwachstum in der Gehölzverjüngung der Hauptbaumarten Rotbuche und Hainbuche erkennen. Sieht man von geringen jahreszeitlichen Schwankungen in der Verbissintensität ab, so hat sich der Schalenwildverbiss vor allem an Rotbuche und Hainbuche seit 1998 nicht mehr wesentlich verändert und hat sich auf geringem (Rotbuche) bis mäßigem Niveau (Hainbuche) bei einem steten Wildbestand von 14–18 Stück Schalenwild (ohne Schwarzwild) je 100 Hektar Wald stabilisiert.

Vitalität der Eichen-Verjüngung

Stiel- und Traubeneichen zeigten in den 1990er-Jahren in vielen Waldbeständen Vitalitätsverluste (vgl. Grünekle 1995). Mehrere Faktoren wirkten hier gleichzeitig, wobei sich das Jahr 1997 mit starkem Raupenfraß, Spätfrösten, starkem Mehltaubefall in Wechselwirkung mit der fortschreitenden Bodenversauerung besonders gravierend

Tabelle 74: Räumliche Verteilung der Eichen-Naturverjüngung. Anzahl junger Eichen in den Waldweiserflächen 1–9 in den Jahren 1996 und 2000 (jeweils im Juni). Eine Parzelle umfasst eine Fläche von 100 m², die B-Parzelle ist gezäunt

	A-Parzelle 1996	B-Parzelle 1996	A-Parzelle 2000	B-Parzelle 2000
Weiserfläche 1	7	1	15	4
Weiserfläche 2	2	5	2	2
Weiserfläche 3	0	12	104	150
Weiserfläche 4	10	4	13	1
Weiserfläche 5	-	0	-	5
Weiserfläche 6	441	261	125	149
Weiserfläche 7	0	0	0	0
Weiserfläche 8	73	4	18	0
Weiserfläche 9	0	0	0	0

auswirkte. Die genannten Einflüsse wirkten vor allem auf die Eiche, während Rotbuche und Hainbuche insgesamt wenig betroffen waren. Einzig im Frühjahr 1997 war die Hainbuche in extremer Weise durch Raupenfraß betroffen, hat sich aber trotz erheblicher Blattverluste (bis 100 % Belaubung gefressen) im Folgejahr wieder gut erholt.

Betrachtet man die Ergebnisse der Weiserflächen, so ist nur auf der Weiserfläche 6 und im Umfeld im bodensauren Honiggras-Eichenmischwald sowie mit einer schwachen Tendenz auch in der eingezäunten Weiserfläche 3 B im bodensauren Eichen-Hainbuchenwald eine individuenreichere Verjüngung der Eiche innerhalb der untersuchten Waldbestände zu erkennen (Tab. 74).

Betrachtet man darüber hinaus alle weiteren Alteichenbestände im Wildschutzgebiet, so erkennt man zahlenmäßig starke, mehrjährige Eichenverjüngungen vor allem in den lichtreichen Altbeständen (Abtl. 603, 643, 644, 648, 649). Auf den wechselfeuchten Standorten muss jedoch forstlicherseits im zwei- bis dreijährigen Turnus ein regelmäßiger Rückschnitt der vorwüchsigen Hainbuchenverjüngung erfolgen, um die Eichenverjüngung zu erhalten und zu fördern.

Darüber hinaus zeigt die gepflanzte Eiche in den gezäunten Sturmwurfflächen (10 B und 11 B) deutliche Zuwächse bei allerdings auch hier eingeschränkter Vitalität in den ersten Jahren nach Pflanzung.

In den zurückliegenden drei Jahren 1998 bis 2000 hat sich die Situation für die Eiche bei geringerem Raupenfraß etwas entspannt, wobei allerdings Mehltaubefall

Tabelle 75: Anzahl junger Eichen auf den Transekten T 1 bis T 7 in den Waldgesellschaften des Erlen-Eschenwaldes und des bodensauren Eichen-Hainbuchenwaldes im Juni 2000. Ein Transekt umfasst eine Fläche von 100 m²

Transekte	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5	T 6	T 7
Anzahl junger Eichen	0	5	1	3	5	209	6



Lichtschächte mit Eichen- und Hainbuchenverjüngung im Honiggras-Eichenmischwald.

und Trockenschäden auf einigen Flächen nach wie vor bedeutend waren und der Verbiss außerhalb der eingezäunten Flächen hoch ist.

Durch die hochsommerlichen Hitze- und Trockenperioden, die insbesondere in den Jahren 1992 bis 1994 und später in trockenwarmen Augustperioden 1997 und 1998 auftraten, war vor allem der Eichenjungwuchs deutlich erkennbar beeinträchtigt. Während Rotbuchen- und Hainbuchen-Jungwuchs davon nur wenig betroffen waren, zeigte der Eichenjungwuchs wiederholt erhebliche Trockenschäden mit Absterben des Terminaltriebes oder der ganzen Pflanze. Auch wenn zahlreiche Einzelpflanzen in nachfolgenden günstigeren Witterungsperioden seitlich wieder neu austrieben, war doch über Jahre hinweg allein aus diesem Grunde kaum ein nennenswertes Höhenwachstum zu verzeichnen.

Derartige Trockenschäden sind insbesondere über ausgeprägten Pseudogleyen anzutreffen. Die dort meist nur wenig mächtige, sandige Deckschicht trocknet nach mehreren Wochen hoher Temperaturen und fehlendem Niederschlag aus, während die unterlagernde Rotliegend-Tonschicht für das Wurzelwerk kaum bzw. nur sehr langsam zu durchdringen ist. Diese speziellen naturraum-

typischen Standortverhältnisse mit ausgeprägten Wechselln zwischen Vernässung und der hier vor allem wirkenden Austrocknung des Oberbodens machen vor allem dem Eichenjungwuchs zu schaffen, betreffen in geringerem Ausmaß aber auch zahlreiche weitere Pflanzenarten, so z.B. in auffälliger Weise das Weiche Honiggras.

Der am meisten begrenzende Faktor für die Eiche ist jedoch das Licht. Dass die Lichtzufuhr für den Eichenjungwuchs unabhängig vom Wildverbiss der entscheidend limitierende Faktor ist, zeigen anschaulich die Ergebnisse der Probekreis-Aufnahmen im Umfeld der Waldweiserfläche 6 in Lichtlücken des Honiggras-Eichenmischwaldes: Besonders lichte Partien zeigten dort die zahlenstärkste Eichenverjüngung mit den größten Wuchshöhen (395 junge Eichen/100 m² mit Höhen bis 70 cm). Die sich hier gleichzeitig und stellenweise kräftig verjüngende Hainbuche überwächst die Eiche in wenigen Jahren, wird durch den Verbiss

jedoch in ihrem Höhenwachstum verlangsamt und bietet gleichzeitig Verbißschutz für die Eiche. In den stärker überschatteten Waldpartien des Eichenwaldes wächst die Eichenverjüngung in um 70–80 % niedrigeren Stückzahlen.

In welchem Ausmaß das Licht die Vitalität bzw. das Vorkommen der Eiche an sich beeinflusst, zeigen darüber hinaus die Ergebnisse auf Waldweiserfläche 8. Im artenreichen Waldziest-Eichen-Hainbuchenwald der Waldweiserparzelle 8 A (ungezäunte Vergleichsfläche) ist der Eichenjungwuchs, obwohl seit Jahren nicht mehr verbissen, nur in wenigen Exemplaren vertreten und zeigt keinen Höhenzuwachs. Bei einem Deckungsgrad von 65% in der Baumschicht und 20% in der zweiten Baumschicht ist die geringe Vitalität der jungen Eichen dort in erster Linie auf die unzureichende Lichtzufuhr zurückzuführen. Auf der gezäunten Vergleichparzelle 8 B ist die Bodenbeschattung so stark (Deckungsgrad von 70% in der Baumschicht und 75% in der zweiten Baumschicht), dass die Eichenverjüngung meist noch im Jahr des Aufkeimens wieder abstirbt. So war in Parzelle 8 B im Jahr 2000 ein Totalausfall der Eichenverjüngung im Zaun zu beobachten.

Das hohe Lichtbedürfnis der Eichenjungpflanzen

ist hinreichend bekannt (Dengler 1990; Jahn & Raben 1982; Hoffmann 1967; Röhrig 1967; Vera 2000). Junge Eichen sind in der Lage, unter einem weitgehend geschlossenen Kronendach Keimpflanzen zu entwickeln und dank der großen Energieressource ihrer Frucht ein bis zwei Jahre im Halbdunkel zu überleben. Kommt es in den Folgejahren jedoch nicht zu einer Auflichtung im Kronenraum, so sterben sämtliche Jungpflanzen wieder ab. Die Periodizität des Aufkeimens und Absterbens der Jungpflanzen zeigt sich im Gebiet sehr eindrücklich auf den Wald-Weiserparzellen 1–9 in den Jahren 1992–2000. Der synchrone Verlauf innerhalb der gezäunten B-Parzellen weist bei diesen Vorgängen auf die Unabhängigkeit vom Schalenwildeinfluss hin. Auch frühere Untersuchungen auf Kontrollflächen in Kranichstein zeigten, dass 90% der Eichensämlinge infolge Beschattung ohne Wildeinfluss abstarben (Roeder & Jäger 1988).

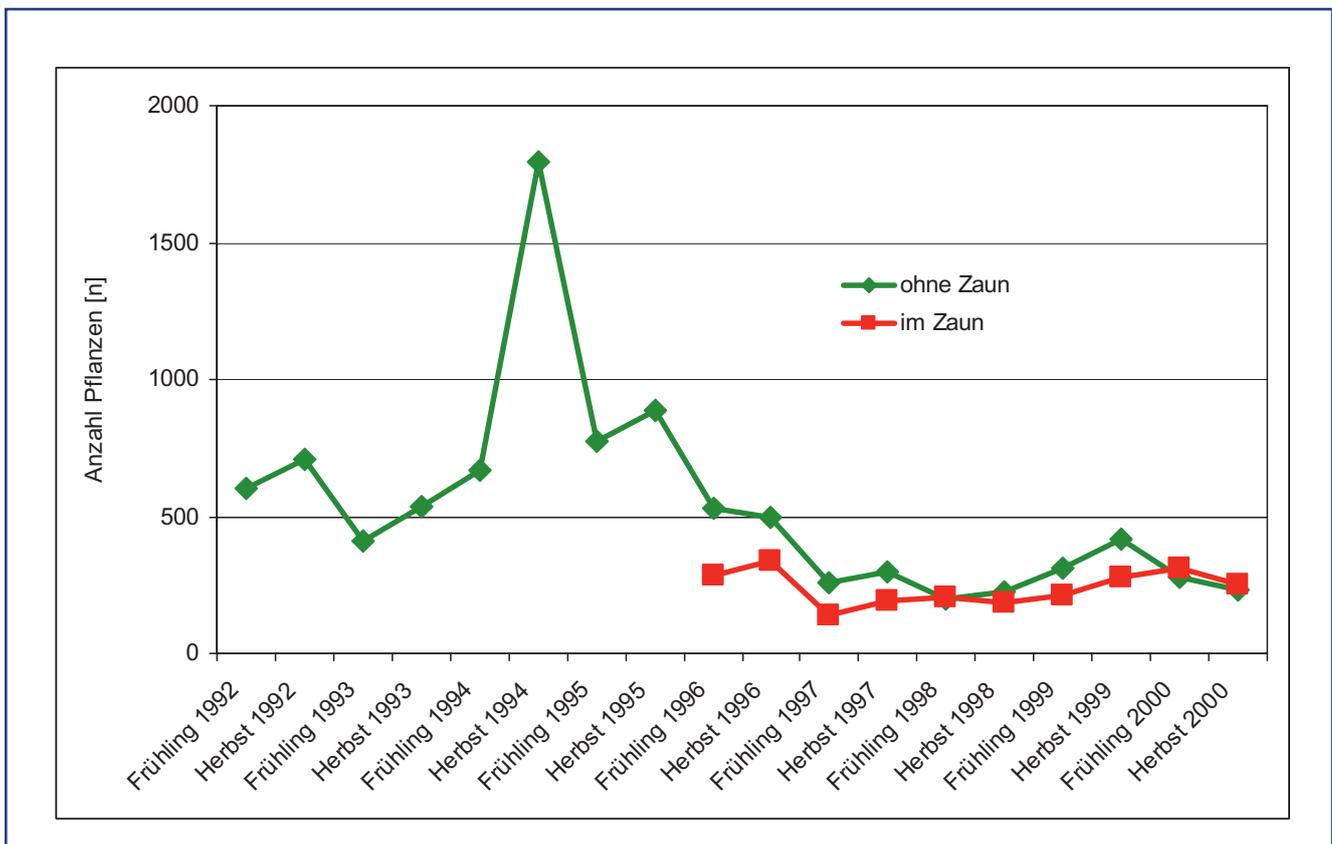
Die entscheidende Bedeutung des Lichtgenusses für die Eichenverjüngung zeigen neben den Ergebnissen aus Kranichstein auch Beispiele aus parkartigen Offenlandschaften (Vera 1998). In Gebüsch-Sukzessionsstadien ehemaliger Ackerfluren verjüngt sich die Eiche bei hohem Lichtgenuss z.B. im Schutz der Schwarzdornhecken auch unter hohen Rotwild- und Rehwilddichten (u.a. Goebel & Simon 1998b; Schneider 1995). Ebenso

wächst sie im Schutz der Hecken in Hutelandschaften trotz Viehweide auf (Dierschke 1974; Oberdorfer 1992; Vera 2000). Vitale Eichenverjüngungen trotz mäßiger bis hoher Rot- und Rehwilddichten in parkartigen Landschaften (Truppenübungsplätzen) sind aus dem Nationalpark Hainich in Thüringen auf aufgelassenen Schafweiden im Schutz von Weißdornhecken auf Kalkstandorten ebenso bekannt wie auf Grauwacken in den Höhenlagen der Nordeifel im Schutz von Ginster- und Grauweidengebüsch.

In der Untermainebene – dem zum Wildschutzgebiet benachbarten Naturraum – gelingt es der Eiche auf lichten Dünenstandorten (z.B. bei Groß-Gerau) und Flugsanddecken (z.B. bei Heusenstamm und Rodgau) ebenso wie auf feuchten Bachauenstandorten (z.B. Koberstadt bei Langen), im Schutz von Brombeerhecken und Hainbuchenhorsten trotz Damwild- und Rehwildverbiss aufzuwachsen (Goebel et al. 2003).

Entscheidend ist – wie oben aufgeführt –, dass die Eiche Licht erhält und durch Strukturen geschützt ist. Ungeschützt aufwachsende Eichen werden in der Regel regelmäßig und z.T. intensiv verbissen und erhalten wiederum erst durch den regelmäßigen Verbiss eine neue Bedeutung im Waldökosystem, wie das Beispiel des Eichen-Zipfelfalters vor Augen führt.

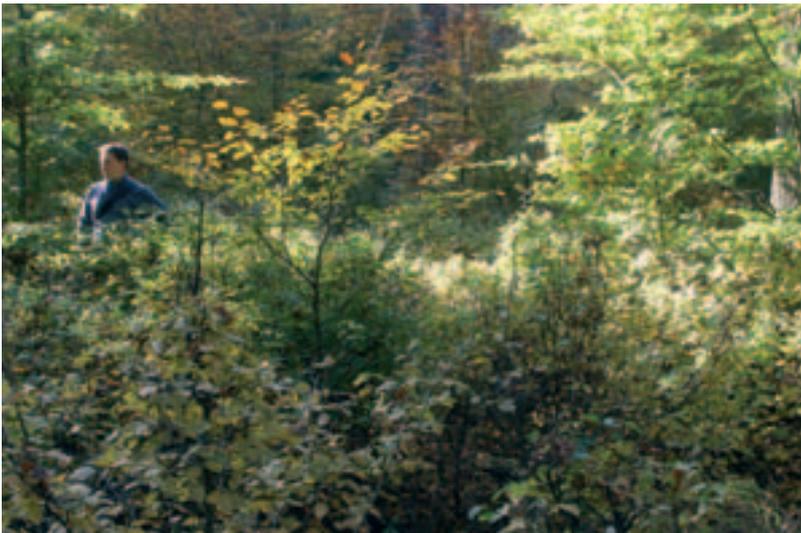
Deutlich wird anhand der in Kapitel 4.3.1 genannten



Entwicklung der Gehölzzahlen an Eichen in den Waldweiserflächen in den Jahren 1992–2000 im Wildschutzgebiet Kranichstein.

Verbissene Eichenbüsche – lebenswichtige Habitatrequisite des Eichen-Zipfelfalters (*Satyrium ilicis*)

Der Eichen-Zipfelfalter ist ein Vertreter aus der Schmetterlingsgruppe der sogenannten Lichtwaldarten. Als solche werden diejenigen einheimischen Waldschmetterlingsarten bezeichnet, die auf größere Bestandslücken im Wald angewiesen sind und in geschlossenen Wäldern auch bei „naturnaher“ Ausprägung fehlen. Die Art gilt inzwischen, vor allem aufgrund von Nutzungsveränderungen in der Waldwirtschaft, in den Roten Listen bedrohter Tierarten als mindestens „gefährdet“ bzw. „stark gefährdet“ (Ebert & Rennwald 1991). Zu den wichtigsten Lebensraumrequisiten der Art gehört ein hinreichendes Angebot an gutbesonnten, buschförmigen Eichen, die allen bisherigen Erfahrungen nach nur bis zu einer Wuchshöhe von max. 1,50 m zur Eiablage tauglich sind. Besonders typisch sind Eiablagen an regelmäßig durch Rehe, Hirsche, Hasen oder Wildkaninchen verbissenen und dadurch vielfach verästelten Eichenbüschen (Hermann & Steiner 2000). In Hessen existieren nach Brockmann (1989) größere Vorkommen nur noch im Hessischen Ried in Südhessen, während bei den Populationen der Mittelgebirge starke Rückgänge zu beobachten waren. Im Wildschutzgebiet Kranichstein konnte die Art nicht beobachtet werden (Rausch & Petrak 2011). Im Rahmen der Grunddatenerfassung für das FFH-Gebiet „Kranichsteiner Wald“ war der Eichen-Zipfelfalter nicht Gegenstand der Untersuchungen (Hohmann et al. 2002). Im Westen des Stadtwaldes Frankfurt, dem Schwanheimer Unterwald, existiert das einzige in der Region bekannte Vorkommen (Forschungsinstitut Senckenberg 2002).



„Hainbuchen-Verbissgarten“ in einem lichtreichen Eichenmischwald.

Fallbeispiele innerhalb des Honiggras-Eichenmischwaldes die Verjüngungsfreudigkeit, aber auch die Verbissattraktivität der Gehölze in Lichtschächten des Waldes und auf kleinen Blößen. Hier konzentriert sich der Wildverbiss. Im Fallbeispiel ist der Verbiss an der Hainbuche, die die Eiche in ihrer Wuchshöhe überragt, erheblich. Lag der Leittriebverbiss an der Hainbuche bei 98% (!), so wurde die Eiche hier im Schutz der Hainbuche bzw. des Pfeifengrases nur zu 44% verbissen. Solche „Verbissgärten“ auf Blößen und in lichtreichen Waldbeständen haben wichtige Ablenkfunktionen für die Gehölzentwicklung in den Waldgesellschaften und sind z.B. in ihrer Bedeutung für die Wildäsung (u.a. Petrak 2000), aber auch die Waldökologie (u.a. Scherzinger 1996; Vera 2000) deutlich höher zu bewerten als kosten- und arbeitsintensiv angelegte Wildäsungsflächen (vgl. Simon & Lieser 2004).

Aus forstwirtschaftlicher Sicht ist der bevorzugte Wildverbiss an der Hainbuche in Kranichstein erwünscht, erübrigen sich damit doch erhebliche und kostenintensive Pflegeaufwendungen zur Förderung der Buche bzw. Eiche.

Fazit: In der Gesamtschau aller oben beschriebenen Ursachen und Wirkungen zum Wildverbiss im Wald lässt sich – berücksichtigt man auch die anderen Wirkungsfaktoren – folgendes Fazit für die Waldgebiete im Wildschutzgebiet Kranichstein ziehen:

1. Der Wildverbiss an der Waldvegetation ist seit 1994 bei gleichgebliebenem Wildbestand deutlich zurückgegangen.
2. Neben dem Wildverbiss wirken Raupen-Kalamitäten, Witterungseinflüsse und die Beschattung in den

Waldbeständen. Die kausalen Wechselwirkungen sind durch den Vergleich zwischen Zaun- und Vergleich-Parzellen der Waldweiserflächen belegt. Allein im Bereich der Sturmwurfweiserflächen 10 A und 11 A sowie deutlich sichtbar auch in der Waldweiserfläche 3 A ist der Wildverbiss der die Bestandsentwicklung entscheidend beeinflussende Faktor.

3. Die horizontale und vertikale Struktur der Waldbestände, der Beschattungsgrad durch die Baumkronen und der Lichteinfall auf Waldblößen bestimmen wesentlich die Nahrungsverfügbarkeit und -mengen im Lebensraum und gleichermaßen das Ausmaß des Wildeinflusses. Die durch die Orkane im Spätwinter 1990 entstandenen Lichtlücken und Sukzessionsflächen zeigten drei bis vier Jahre nach den Sturmwürfen eindrucklich die positiven Auswirkungen der Strukturverbesserungen:
 - Je höher der Mengenanteil der an lichte Standortverhältnisse gebundenen und sehr äsungsbeliebten Arten wie Brombeere und Himbeere war, umso geringer war der Umfang des Winterverbisses und meist auch des Sommerverbisses an den Hauptbaumarten Rotbuche, Eiche und Hainbuche.
4. Bereits fünf Jahre nach Zäunung der Vergleich-Parzellen der Waldweiserflächen wurde deutlich, dass ein – im Gebiet mäßiger – Wildeinfluss auf die Waldvegetation insgesamt positiv zu bewerten ist. Besonders eindrucklich zeigt die Vergleich-Parzelle 9 B nach der Zäunung die fortschreitende Artenverarmung durch die starke Ausbreitung weniger, konkurrenzstarker, nährstoffliebender Sträucher (vor allem Brombeere), Stauden (vor allem Brennessel, Gundermann, Klettenlabkraut) und Gräser (vor allem Landreitgras). Ursache der Artenverarmung waren der nach Zäunung der B-Parzelle ausbleibende Einfluss der wühlenden Wildschweine und der ausbleibende Tritt und Verbiss der Hirscharten.
5. Demgegenüber konnte in den Jahren 1992–2000 an Hand des Vergleichs der Zaun-Parzellen mit den wildzugänglichen Vergleich-Parzellen in keinem Falle das Verschwinden einer Pflanzenart durch Wildverbiss und/oder Bodenwühlen nachgewiesen werden, auch wenn einige Arten (wie z.B. Wachtelweizen und Waldweidenröschen) innerhalb des Zaunes häufiger sind bzw. üppiger wachsen.
6. Aus forstlicher Sicht ist besonders die Wuchssituation der Rotbuche im Wildschutzgebiet als günstig zu bewerten. Die Buche verjüngt sich natürlicherweise und zahlreich im Gebiet, wird wenig verbissen und zeigt in allen Waldbeständen ein nahezu ungestörtes Aufwachsen in die Strauch- und Baumschicht. Die Hainbuche wächst trotz starken Verbisses und starker temporärer Raupenkalamitäten im Gebiet ebenfalls gut auf. Die Eiche hingegen kann nach wie vor fast nur mittels Zäunungen gegen Wildverbiss und bei

ausgesprochen lichten Standortverhältnissen in die Strauch- und Baumschicht einwachsen. Auch innerhalb der Zäune leidet die Eiche an Kalamitäten und Witterungseinflüssen, verjüngt sich vielfach nur sporadisch und bedarf meist gezielter Pflanzungen, um in der Konkurrenz mit den anderen Baumarten zu bestehen.

7. In den lichten Laubmischwäldern der feuchteren Standorte liegen im Wildschutzgebiet die Verjüngungsschwerpunkte von Winterlinde, Esche, Flatterulme und Schwarzerle. Trotz stellenweise starkem Wildverbiss wachsen zumindest Einzelexemplare dieser Baumarten in die Baumschicht auf. In aller Regel ist in den meist jüngeren bis mittelalten und daher mehr oder weniger schattigen Feuchtwäldern des Gebietes das Licht der wesentliche begrenzende Faktor für die Baumverjüngung. Die Schwarzerle benötigt ausgesprochen lichte, Esche und Flatterulme zumindest halbschattige Bestandsverhältnisse, wohingegen nur die Winterlinde in der Jugend gut schattenvertragend ist. Vor allem in Lichtlücken der Feuchtwälder konzentriert sich daher der vielfach üppige Jungwuchs der genannten Baumarten, der zwar dann häufig stark und selektiv verbissen wird, aber meist nicht völlig am Aufwachsen gehindert werden kann. Die Eiche erreicht jedoch auch hier in aller Regel keine größeren Wuchshöhen.
8. Bewertet man die Verbisssituation im Wald unter Aspekten der Wildschadensdiskussion für die Baumart Eiche, so lässt sich nur dann von einem ökonomischen Schaden sprechen, wenn man die langfristige und großflächige Verjüngung und Bestandssicherung dieser Baumart als forstliches Ziel verfolgt. Es kann mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass die Eiche von Natur aus (ohne jahrhundertelange Förderung durch den Menschen oder über Phasen sehr geringer Wildbestände) im Gebiet nur einen kleinen Anteil in der Baumartenzusammensetzung hätte. Eine gezielte großflächige Förderung – wie in der Vergangenheit – wäre damit ein Arbeiten gegen die natürlichen Standortverhältnisse und ökonomisch auf großer Fläche kostenaufwendig. Kleinflächig hingegen ist eine Förderung der Eiche – vor allem in Lichtlücken – sinnvoll und erwünscht. Doch sollte dann auch mit Zäunung gegen Wildverbiss in Kleingruppen oder mit Einzelbaumschutz gearbeitet werden. Die Forsteinrichtung (Grünekle 2006) sieht die Nachpflanzung junger Eichen insbesondere in den Abtl. 648 und 649 und auf den Räumflächen vormaliger Fichtenfehlbestockung vor.
9. Die Entwicklung der Buchenmischwälder auf trockeneren Standorten und die der Edellaubmischwälder auf feuchteren Standorten zeigt nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen zum Wildverbiss und dessen Auswirkungen, dass auch in diesen Waldgesellschaften keinesfalls von einer Wild-Schadenssituation gesprochen werden kann.

- Forstökonomisch betrachtet gelingt die Naturverjüngung im Gebiet auf großer Fläche mit der Rotbuche als Hauptbaumart und den Nebenbaumarten Eiche (wenn auch meist gepflanzt), Hainbuche, Esche, Winterlinde, Flatterulme, Bergahorn und Schwarzerle in mehrschichtigen Beständen.
- Waldökologisch betrachtet erscheinen die Bestände der genannten Baumarten in ihren standortspezifischen Lebensräumen zur Zeit gesichert und aktuell ist keine Pflanzenart im Waldverband durch Wildverbiss unmittelbar und nachhaltig bestandsbedroht.

5.4 Waldbehandlung, Jagd und Schäl Schäden

Rindenschäl Schäden in Rotwildgebieten sind nicht selten ein besonders gravierendes Problem für den Forstbetrieb (u.a. Speidel 1975; Ueckermann 1960). Rindenschäl an den Wirtschaftsbaumarten führt vor allem zu ökonomischen Wertverlusten (Gerke 1980; Kato 1969; Richter 1976). In gleichaltrigen Beständen (Pflanzung oder gleichaltrige Naturverjüngung nach Großschirmschlag) führen hohe Schälereignisse mittelfristig zudem zu einer Instabilität der Bestände (Kato 1969; Prien 1997; Roeder 1970). Störungen durch Jagd und Erholungsverkehr in den Einstandsgebieten und hohe Wildbestände gelten als Ursachen hoher Schälergebnisse (Prien 1997; Ueckermann 1981; Petrak 2001).

Im Wildschutzgebiet Kranichstein boten sich aufgrund der umfassenden Datengrundlagen im Wald-Wild-Monitoring geeignete Möglichkeiten, verschiedene Einflussfaktoren auf ihre Wirkung als schälfördernde oder schäl-mindernde Faktoren zu überprüfen.

Entscheidend für das Ausmaß der Rindenschäl und des Neuschälprozentes in dem zu betrachtenden Lebensraum ist die Schäl disposition des Waldes, d.h. der Umfang schäl fähiger Waldbestände (Hofmann 2004; Führer & Nopp 2001; Reimoser & Gossow 1996; Simon 2003). So können z.B. geringe Neuschälprozente, die im Rahmen eines Forstlichen Gutachtens ermittelt werden, auf drei wesentliche Faktoren zurückgeführt werden:

- Das in diesem Raum lebende Rotwild schäl t nur sporadisch und selten;
- in diesem Raum gibt es zur Zeit keine Waldbestände im schäl fähigen Alter oder sie sind durch Zäune geschützt;
- in diesem Raum ist Rotwild nur sporadisches Wechselwild und in den Monaten stärkerer Schäl gefähigung nicht im Revier.

Im Wildschutzgebiet sind drei Faktoren gegeben, die ein hohes Schäl prozent erwarten lassen:

1. Schäl fähige Bestände sind verteilt auf großer Fläche im Raum vorhanden. Rund 20 % der Waldfläche

(108 ha!) befanden sich während des Untersuchungszeitraumes 1992–2004 im schäl fähigen Alter.

2. In einigen dieser Bestände wachsen besonders schäl attraktive Baumarten wie Esche, Bergahorn und Linde. In vielen Beständen ist der Rotbuche zudem die Hainbuche beigemischt, die ebenfalls gerne geschäl t wird (vgl. Prien 1997; Ueckermann 1960).
3. Der Wildbestand ist mit ca. vier Stück Rotwild bzw. acht Stück schäl endes Schalenwild (Rothirsch und Damhirsch) je 100 Hektar Wald relativ hoch.

Entgegen dieser hohen Schäl disposition wird im Wildschutzgebiet Kranichstein seit 1990 keine der Laubbaumarten geschäl t, auch nicht die Edellaubhölzer (vgl. Kap. 4.3.2). Auch die Fichte wird nicht geschäl t, lediglich von den Hirschen geschlitzt und geschlagen. Festgestellt wurden jedoch vor allem an Rotbuchen Altschäl en aus der Zeit vor 1990. Diese Schäl ereignisse stammen im Schwerpunkt aus dem Zeitraum 1980–1985, als vor allem drei schäl fördernde Faktoren aufeinander trafen: junge und nahrungsfreie Rotbuchenbestände auf größeren Flächen, eine hohe Wededichte und ein Rotwildbestand im Frühjahr von 10–15 Stück je 100 Hektar Wald.

Ende der 1980er-Jahre wurde den Schäl ereignissen an der Rotbuche mit einem umfangreichen Maßnahmen-

Tabelle 76: Maßnahmenkatalog zur Reduktion der Schäl schadenssituation im Wildschutzgebiet Kranichstein

Maßnahme	Ziel
Reduktion des Wegenetzes	Ausweitung der Wildruhezonen Vergrößerung des tatsächlich nutzbaren Lebensraumes Erhöhte Erreichbarkeit des Äsungsangebotes
Auflichten der Waldinnenränder	Geringere Durchsichtigkeit der Waldbestände Erhöhung des Sicherheitsgefühles des Schäl enwildes Erhöhung des Äsungsangebotes
Auflichten der Waldbestände	Erhöhung des Äsungsangebotes Förderung von Struktur in Altholzbeständen Einstand und Äsung auf der selben Fläche Einstand in nicht schäl fähigen Beständen
Reduktion des Rotwildbestandes	Anpassung des Wildbestandes an die Kapazität des Lebensraumes
Einstellung der Winterfütterung	Vermeidung künstlich provozierter Wildkonzentrationen
Veränderung der Jagdstrategie	Reduktion des Feindbildes Mensch Keine Nachtjagd Störgröße Mensch ist besser kalkulierbar Erhöhung der tagaktiven Nutzung größerer Waldflächen Erhöhung der tagaktiven Nutzung der Wiesen Verteilung des „Äsungsdruckes“

katalog entgegnet. Die in Tabelle 76 aufgeführten sechs übergeordneten Maßnahmen zeigen siebzehn wesentliche Ziele auf, die helfen können, die Schälsschadenssituation zu entspannen. Innerhalb von zehn Jahren gelang es in Kranichstein, alle Ziele zu realisieren. Dabei blieb der Wildbestand für den Waldbesucher erlebbar bzw. erhöhte sich die Beobachtbarkeit sogar. Das Schälen in den Stangenholzbeständen aber hörte auf.

1989 wurden sukzessive Forstwege in unterschiedlicher Art und Weise aus der Wegepflege genommen. Einige Wege wurden nach Arbeiten mit schweren Fahrzeugen nicht wieder instandgesetzt, andere durch Pflanzungen

verblendet oder aber durch Forstschutzzäune gesperrt. Weitere Wege wurden infolge der Ausweisung von Wildruhezonen geschlossen. Begünstigend haben hier die Sturmwurfeignisse 1990 gewirkt. Durch lange Zeit quer über einigen Wegen liegende Bäume in größerer Zahl wurden solche Wege von Waldbesuchern gemieden. Nach der Räumung des Holzes war die Akzeptanz, solche Bereiche als Wildruhezonen zu belassen, größer als vor den Sturmwürfen; zumal die Wege nicht wieder instandgesetzt wurden. In anderen Waldbeständen wurden kleinere Sturmwürfe dauerhaft belassen und dienten als natürliche Wegesperrung.

Zehn Jahre nach dem Beginn erster Maßnahmen der



Beispiele für eine wirksame Lebensraumberuhigung im Wildschutzgebiet

Oben: Der in die Bildtiefe verlaufende Waldweg wurde vor zehn Jahren aus der Nutzung genommen und seitdem forstlicherseits weder befahren noch belaufen. Der Mündungsbereich zu dem noch bestehenden Waldweg wurde durch einen Graben aufgerissen, der aufgeschüttete kleine Erdwall wurde mit Sträuchern bepflanzt.



Unten: Der nach links abbiegende Weg wurde vor zehn Jahren aus dem Wegenetz ausgegliedert und seitdem nicht mehr gepflegt und nur noch sporadisch befahren. Von den Rändern her wächst der lichte Weg sukzessive mit Brombeerhecken zu.

Wegesperrung ist das heute deutlich reduzierte Wegenetz bei der erholungssuchenden Bevölkerung akzeptiert. Das aktuelle Wegenetz beläuft sich auf 15–18 lfm/ha (!) und liegt dabei um das Vier- bis Fünffache niedriger als in benachbarten Waldgebieten des Stadtwaldes Darmstadt, wo Wegedichten von 60–75 lfm/ha erreicht werden.

Gleichzeitig mit der Wegereduktion wurde begonnen, die Waldbestände entlang der Wege stärker aufzulichten. Es bildeten sich sehr schnell üppige Waldinnensäume mit einer dichten Verjüngung an Rotbuche, Hainbuche und Brombeere. Die Waldinnenränder boten so Sichtschutz in die Waldbestände, unterstützten die Lenkungsfunction der Wege und boten gleichzeitig Äsung für die Hirscharten. Der Mitnahmeeffekt der Maßnahme war groß, bieten die blütenreichen Waldinnenränder doch auch Nahrung für Insekten und damit auch für Fledermäuse, Vögel und weitere Wirbeltiere, die auf eine solche Insekten- bzw. Samennahrung angewiesen sind.

In den Waldbeständen selbst wurde durch eine stärkere Durchforstung der Lichteinfall auf den Waldboden begünstigt, sodass sich neben der Gehölzverjüngung eine üppige Kräuter- und Gräserflora entwickelte. Mosaikartig in den Beständen verteilte Verjüngungshorste boten sehr schnell ausreichend Deckung und Einstand und gleichermaßen Äsung. Innerhalb von fünf bis zehn Jahren wurde so ein enorm großes, artenreiches und natürliches Äsungsangebot auf ganzer Fläche geschaffen. Entscheidend dabei war, dass durch die Wegereduktion größere störungsfreie Waldbestände entstanden waren, sodass das Äsungsangebot auch ganzjährig genutzt werden konnte.

Parallel zu diesen Maßnahmen wurde der Rotwildbestand in den Jahren 1985–1990 auf einen Wildbestand von 4–5 Stück Rotwild/100 ha reduziert.

Die Jagdausübung wurde stärker an der Raum- und Zeitaktivität der Hirscharten ausgerichtet: Die Bejagungsphasen von Rotwild und Damwild sind kurz und effektiv im Rahmen von Intervallen in den Monaten August und September. Mitte September ist der Abschuss beider Hirscharten in der Regel erfüllt. Die Schwarzwild- und Rehwildbejagung berücksichtigt die Einstände und Raumnutzung des Rotwildes in hohem Maße (vgl. Kap. 4.2.4 und 5.8). Rothirsche wie Damhirsche sind als Resultat heute tagaktiv erlebbar, nutzen die äsungsreichen Waldbestände in großem Umfang, zeigen ausgedehnte Äsungsphasen in den Morgen- und Abendstunden auf den Waldwiesen und ziehen auch tagsüber auf die Wiesen zur Äsungsaufnahme.

Durch ein ineinandergreifendes Konzept von Besucherlenkung, nahrungsreichen Waldbeständen und störungsarmer Jagdausübung bilden heute die strukturreichen Altholzbestände die wesentlichen Einstände der Hirscharten: Äsung und Deckung liegen hier eng zusammen. Störungen durch Menschen unterbrechen nur selten die Ruhe- und Wiederkäuphasen während des Tages. Der Waldbesucher ist zu einer deutlich besser kalkulierbaren

Störgröße geworden (vgl. Petrak 1996; Simon et al. 2004; Taylor & Knight 2003).

Fazit: In Kranichstein zeigt sich sehr deutlich, dass nicht ein einzelner Faktor ursächlich entscheidend für Schälergebnisse bzw. für die Vermeidung von Schälschäden ist. Es ist vielmehr das positiv sich verstärkende Faktorengefüge aus Lebensraumgestaltung und Störungsvermeidung, das entscheidend dazu beigetragen hat, dass Schälschäden im Wildschutzgebiet bei einer relativ hohen Dichte von 4–5 Stück Rotwild/km² bzw. 7–9 Stück Rot- und Damwild/km² seit nunmehr 14 Jahren bedeutungslos geworden sind.

Die Erfahrungen aus Kranichstein zeigen darüber hinaus, dass das Schälen der Rinde keine unabänderbare Tradition im Verhalten der Tiere ist. Ein an die Kapazität des Lebensraumes angepasster Wildbestand, die Berücksichtigung des Einstandsverhaltens und besonders störungssensibler Phasen (Zeitraum der Kälbergeburten; Stoffwechselreduktion im Winter), die Integration des Waldbaus und die Berücksichtigung der Schälanfälligkeit von Waldstrukturen (vgl. Führer & Nopp 2001; Reimoser & Gossow 1996) können entscheidend zu einer Entspannung der Schälschadenssituation beitragen.

Demgegenüber zeigen Beispiele aus dem nordhessischen Bergland (Hoffmann 2004) und der Eifel (Simon 2003), dass erhebliche Konfliktsituationen entstehen können, wenn ungeachtet des „Standortfaktors Rotwild“ Waldstrukturen waldbaulich gefördert werden, die eine hohe Schadensanfälligkeit aufweisen. Als schadensmindernde Lösung muss in solchen Situationen kurzfristig und zumindest übergangsweise der technische Schälenschutz als vorbeugende Maßnahme bei angepassten Wildbeständen greifen (Petrak 2001a).

5.5 Wildeinfluss und Wiesennaturschutz im Wildschutzgebiet Kranichstein – ein Naturschutzkonflikt?

Gräser und Kräuter stellen im Jahresverlauf die Grundernährung der Hirscharten dar und sind vor allem im Frühsommer bei hohem Mineralien- und geringem Rohfasergehalt auch für Wildschweine besonders gut verdaulich. Die Jagdpraxis weiß seit Jahrhunderten um die hohe Attraktivität von Waldblößen und Wiesen. Bereits im 16. Jahrhundert wurden in Kranichstein deshalb zahlreiche Waldwiesen als Wildwiesen unterhalten, darunter waren bereits die Rottwiese, die Kernwiese und die Hengstriedwiese im heutigen Wildschutzgebiet.

„Schnellrestaurant“ Wildacker

Die Wildbewirtschaftung des 20. Jahrhunderts hat vielfach die hohe Bedeutung artenreicher Waldwiesen für eine physiologisch ausgewogene Wildernährung vernachlässigt. In Orientierung an der landwirtschaftlichen Viehhaltung wurden Waldwiesen unter landwirtschaftlichen Aspekten im Sinne einer Ertragssteigerung gedüngt, umgebrochen und mit eiweißreichen Futterpflanzen eingesät. Artenreiche, zum Teil über Jahrhunderte gewachsene Waldwiesen wurden so zerstört. Konflikte entstanden dadurch zwischen Naturschutz, Landschaftspflege und jagdwirtschaftlich orientierter „klassischer Hege“. Mit Stickstoff aufgedüngte Wildäcker, nicht selten angelegt auf ehemals magerem, artenreichem Grünland, sollten helfen, Verbiss- und Schälsschäden zu mindern oder sogar zu vermeiden (vgl. Ueckermann 1960; Ueckermann & Scholz 1988). Die Praxis zeigte, dass solche Wildäcker im Wald zwar eine hohe Attraktivität und Lockwirkung besaßen, gleichzeitig aber auch Wildkonzentrationseffekte entstanden, die Wildschäden eher steigen ließen. Mit Wintereinbruch wurden Wildäcker dem Schalenwild geöffnet, deren Futterpflanzen so hohe Nähr- und Energiegehalte beinhalten, dass sie in einer Phase, in der Wildwiederkäuer ihren Stoffwechsel bereits auf energetische Sparflamme umgestellt haben (vgl. Arnold et al. 2004; Hofmann 1985, 1995) physiologisch ungeeignet waren. Gleichzeitig glaubte man, eine ausreichende Zahl an Wildäckern erhöhe die Lebensraumkapazität und erlaube höhere Wildbestände. Steigender Gehölzverbiss und Schälsschäden waren die Folge einer falsch verstandenen Wildhege.

Eine stärkere Orientierung an den naturräumlichen Gegebenheiten und Möglichkeiten, aber auch einer kulturhistorisch gewachsenen Landschaft und ihrer Erhaltung und Pflege nimmt zunehmend Einfluss auf Aspekte

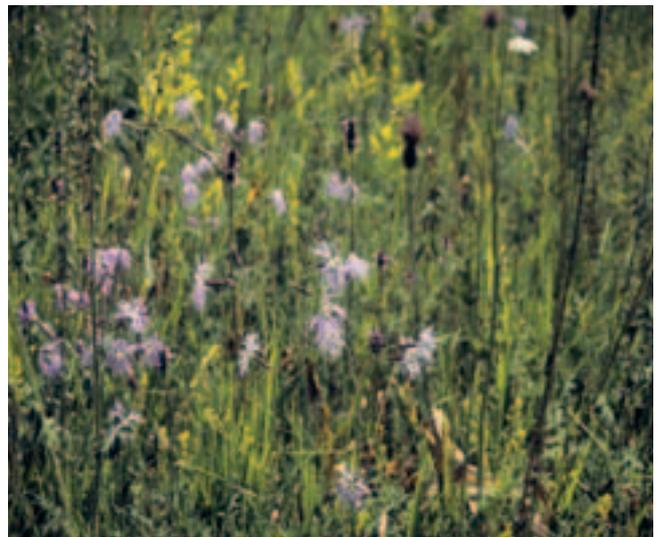
der Wildbewirtschaftung und Lebensraumgestaltung. Die Pflege und Wiederherstellung struktur- und artenreicher Waldwiesen im Wildmanagement ist Ausdruck einer neu verstandenen Hege, die heute vielfältige Möglichkeiten für eine Zusammenarbeit zwischen Naturschutz, Landschaftspflege und Jagdbewirtschaftung bietet (vgl. Goebel & Simon 1998b; Petrak 1992, 2000; Scherzinger 1996; Simon & Lieser 2004).

Positiveffekte durch Wildverbiss

Während die Zerstörung artenreicher Wald- und Talwiesen und ihre Umwidmung in Wildäcker ökologisch äußerst kritisch betrachtet werden muss und von Seiten des Naturschutzes zu Recht kritisiert wird, sind naturschutzfachliche Diskussionen um den negativen Einfluss von Wildverbiss auf Wiesen nicht immer fachlich fundiert. Vegetationskundliche Studien aus dem Mittelgebirge und den Zentralalpen zeigen den positiven Einfluss der Wildwiederkäuer auf die botanische Vielfalt und Stabilität von Wiesengesellschaften (Goebel et al. 1997; Petrak 1992; Krüsi et al. 1995).

Für die artenreichen Goldhaferwiesen und Bärwurdriften der Nordeifel hebt Petrak (1992) die die Pflege unterstützende Wirkung des Rotwildverbisses hervor. Vor allem das Brachfallen ehemals genutzter Wiesen wird durch den Verbiss der sich rasch ausbreitenden Weichhölzer verzögert.

Die Bergwiesen im Schweizer Nationalpark in Graubünden wurden in ihrer Entwicklung über 80 Jahre nach Einstellung der Almwirtschaft unter dem Einfluss der Rothirschbeweidung beobachtet (Braun-Blanquet 1931; Krüsi et al. 1995). Aus artenarmen Lägerfluren und Fettweiden der damaligen Almwirtschaft in subalpinen



Kostenintensiv bewirtschaftete Monokultur: Mit Rüben und Kohl bepflanzter Wildacker in der Eifel (links) und eine extensiv bewirtschaftete artenreiche Waldwiese in Kranichstein (rechts).

Höhenlagen haben sich heute artenreiche Magerweiden mit einer hohen botanischen Vielfalt einzig durch die Beweidung von Rothirsch und Gämse entwickelt (Holzgang 1997; Krüsi et al. 1995).

Studienobjekt „Rottwiese“

Die vegetationskundliche Langzeitstudie auf den Wiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein unter dem Einfluss des Schalenwildes ist für Hessen in diesem Umfang bisher einmalig und erlaubt Aussagen zur Äsungsattraktivität der Wiesengesellschaften ebenso wie zu ihrer botanischen Artenentwicklung unter Schalenwildeinfluss. Beispielhaftes Studienobjekt war die Rottwiese. Die Rottwiese ist die größte und artenreichste Wiese im Wildschutzgebiet Kranichstein. Aufgrund der kleinräumig unterschiedlichen Standortverhältnisse sind hier unterschiedlichste Pflanzengesellschaften auf engem Raum vertreten. Viele dieser Wiesengesellschaften sind sehr selten und daher geschützt. Wege führen weiträumig an der Wiese vorbei, große an die Wiese angrenzende Waldgebiete sind Wildruhezonen. Unterstützt durch ihre Größe, ihre Strukturierung durch Gebüsche, Grabensäume und Schilfpartien sowie eines strukturreichen Wald-Wiesen-Grenzverlaufes mit Verzahnungen in den umgebenden Wald wird die Wiese auch tagsüber regelmäßig von allen Schalenwildarten zur Nahrungsaufnahme aufgesucht. In den höherwüchsigen Gräserbeständen und Schilfpartien ruhen tagsüber sowohl Rothirsche als auch Damhirsche und Rehe, sodass die Wiesenvegetation neben den langen nächtlichen Äsungszyklen auch am Tage während kurzer Äsungsphasen häufig beäst wird.

Die Konstellation aus geschützten und seltenen Pflanzengesellschaften, der hohen Äsungsattraktivität der Wiese für alle Schalenwildarten und eine regelmäßige, intensive Beweidung durch Wildtiere lassen Untersuchungen zum Wildeinfluss auf die Wiesenvegetation der Rottwiese als besonders geeignet erscheinen. Beispielhaft wurde durch die Einrichtung von vier Weiserflächenpaaren, jährlich regelmäßigen Vegetations- und Verbissaufnahmen sowie Erhebungen zum Wildschweinumbbruch auf ganzer Wiesenfläche die Auswirkungen von Fraß und Wühlen auf die Zusammensetzung der Grasnarbe dokumentiert. Aus der Zusammenführung der Ergebnisse lässt sich die Entwicklung der verschiedenen Pflanzengesellschaften und Pflanzenarten unter Wildeinfluss beschreiben.

Die Bestandsverhältnisse der dem Schalenwild acht Jahre nicht zugänglichen Weiserfläche Wi 1 B der feuchten Pfeifengraswiese zeigen anschaulich, dass im artenreichen, basenreichen und feuchten Standortsbereich erhebliche Nahrungsmengen aufgenommen werden, was eine stärkere Ausbreitung der konkurrenzkräftigen Hochstauden und Kräuter (Mädesüß, Flockenblume) verhindert und daher erheblichen Einfluss auf Zusammensetzung und Aussehen des Wiesenbestandes hat. Hier wird die positive Wirkung der Wildäsung mit einer Förderung konkurrenzschwacher Pflanzenarten, wie zum Beispiel der seltenen Natternzunge, augenfällig. Es zeigt sich damit andererseits, dass unter Ausschluss des Wildeinflusses (Zaun) eine hochstaudenreichere, grasärmere, andersartig aufgebaute Wiesenvegetation entsteht, die allerdings – wie in Weiserfläche Wi 1 B zu sehen – noch eindeutig die Artenzusammensetzung einer Pfeifengraswiese hat. Ähnliche Ergebnisse sind für weitere, im Wildschutzgebiet großflächig verbreitete Wiesengesellschaften feuchter bis nasser Standorte – vor allem Kohldistelwiese und Wassergreiskrautwiese – zu erwarten.



Morgendämmerung auf der Rottwiese (links) und tagsüber auf der Rottwiese äsendes Rotwild nahe Weiserfläche 2 (rechts).

Ein durch Wildeinfluss (Verbiss, Bodenwühlen, Tritt, Suhlen) verursachter Rückgang von Arten der Pfeifengraswiesen oder anderer bestandsbedrohter Pflanzenarten ist weder auf den Parzellen der Weiserflächen noch im übrigen Wiesengelände zu erkennen. Der zum Teil starke Verbiss von seltenen Arten wie Sibirischer Schwertlilie, Breitblättrigem Knabenkraut, Färberscharte, Kümmelsilge, Knollenkratzdistel und Heilziest beeinflusst kaum deren Bestandsdichten, die viel stärker von den Standortverhältnissen und der Nutzung durch Mahd und Düngung abhängen. So lässt sich für die eben genannten Arten, ebenso wie für viele weitere Rote-Liste-Arten, auf der Rottwiese und auf den anderen Waldwiesen eine Aus-

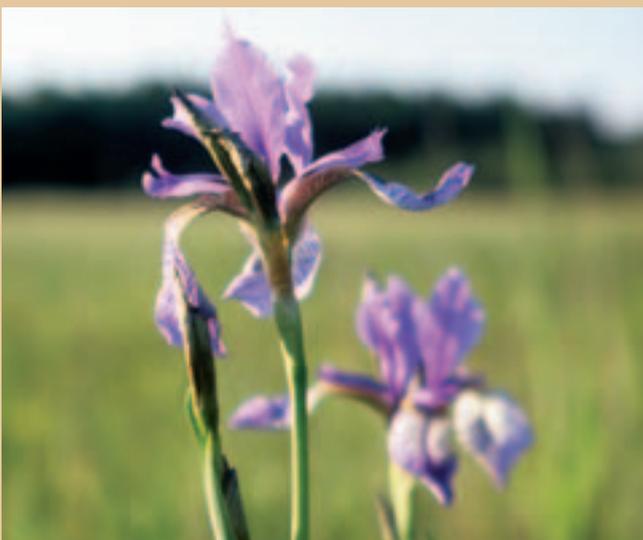
breitung erkennen, die auf die extensive Nutzung und das positive Lebensraum-Management im Wildschutzgebiet zurückzuführen sind (vgl. in Kap. 5.7 „Pflege- und Entwicklungsziele der Wiesen“).

Wie die Weiserflächen Wi 2, Wi 3 und Wi 4 der trockeneren Standorte in wechsellückigen Pfeifengraswiesen, Flügelginster-Borstgrasrasen und mageren Glatthaferwiesen zeigen, wirkt sich der Wildverbiss hier deutlich weniger auf Grasnarbe und Artenzusammensetzung aus. Physiognomisch ist nach acht Jahren kaum ein Unterschied zwischen den eingezäunten und den ungezäunten Parzellen erkennbar. Der Verbiss ist hier mengenmäßig erheblich geringer.

Beispiel Sibirische Schwertlilie

Die Sibirische Schwertlilie ist eine Charakterart der feuchten Pfeifengraswiesen. Ihre Verbreitungsschwerpunkte liegen in Stromtälern Mittel- und Osteuropas. Durch Entwässerung, Düngung und Brachfallen ist die Art heute in Hessen sehr selten geworden (Goebel 1995). Im Wildschutzgebiet Kranichstein besitzt die Art auf der Rottwiese mit 1987 noch ca. 20, in 2002 aber ausbreitungsbedingt schon ca. 50 Pflanzengruppen beträchtliche Vorkommen (daneben auch einige kleine Bestände auf den anderen Waldwiesen des Gebietes). Während die Blüte der Sibirischen Schwertlilie kaum gefressen wird, kann mit der Reifung des Fruchtknotens eine selektive Beäsung durch Schalenwild beobachtet werden. Bereits optisch ragt der langgestielte Fruchtknoten dann aus dem Halmenmeer der Gräser hervor. Ein Schwerpunkt im Artvorkommen liegt auf der Rottwiese in der Gesellschaft der Kümmelsilgen-Waldbinsen-Pfeifengraswiese. 1992 wurde in diesem Wiesentyp die Weiserfläche Wi 1 eingerichtet. In den Jahren 1994–1999 wurde hier die Anzahl der ausgebildeten Horste, die Anzahl der in diesen Horsten ausgebildeten Blütenstände sowie die Zahl der verbissenen ebenso wie die Zahl der vertrockneten Blüten und Fruchtknoten dokumentiert (je nach Witterungsverlauf in der letzten Juni- bzw. ersten Juli-Woche).

Während auf der ungezäunten Vergleichsfläche jedes Jahr meist acht Pflanzenhorste mit 43 bis 116 Blütenständen aufwuchsen, waren es auf der Zaunfläche in der Regel vier Horste mit 3 bis 63 Blütenständen. Die Zahl der ausgebildeten Blütenstände war jedes Jahr, unabhängig vom Wildverbiss, sehr unterschiedlich. Im Zaun bildete 1995, 1997 und



Blühaspekt der Sibirischen Schwertlilie auf der Rottwiese im Juni.



Nicht alle Blüten der Sibirischen Schwertlilie bilden Fruchtknoten aus. Der Wildverbiss ist nur eine Ursache, wie Beobachtungen unter Wildausschluss auf der Rottwiese zeigen.



Wildverbiss an der Sibirischen Schwertlilie zum Zeitpunkt der Blüte auf der Rottwiese. Trotz starkem Verbiss bleiben einige Blüten unversehrt (Aufnahme: Juni 1996).



Fruchtreife der Sibirischen Schwertlilie. Trotz Wildverbiss war in allen Jahren die generative Vermehrung gesichert (Aufnahme: August 1997).



Durch die Bernsteinschnecke befallene Stengel, Blüten und Fruchtknoten der Sibirischen Schwertlilie.

Tabelle 77: Anzahl an *Iris sibirica*-Blütenständen* in der Weiserfläche Wi 1 auf der Rottwiese in den Jahren 1994–2000

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Blütenstände der Schwertlilie in der Zaun-Parzelle	60	3	63	5	35	5	3
Blütenstände der Schwertlilie in der Vergleich-Parzelle	63	116	94	45	49	45	43

* Ein Blütenstand von *Iris sibirica* besitzt drei bis max. fünf Blüten bzw. Fruchtknoten.

1999 nur einer von vier Pflanzenhorsten Blütenstände aus. Außerhalb des Zaunes bildeten alle acht Pflanzenhorste jedes Jahr Blütenstände, jedoch in unterschiedlicher Anzahl. Der Verbiss variierte außerhalb des Zaunes zwischen 13–100% aller Blütenstände und lag im Sieben-Jahres-Mittel bei 70%. Bemerkenswerterweise war auch im Zaun (!) in mehreren Jahren ein Verbiss von 60–90% der Blütenstände zu beobachten. Bereits mit Beginn der Blütenbildung bis zum Zeitpunkt der Fruchtknotenreife wurden die Stengel der Schwertlilie vor allem von Bernsteinschnecken der Art *Succinea putris* befallen. Die angefressenen Blütenstände knickten unter dem Gewicht der Blüte bzw. des Fruchtknotens ein und brachen schließlich ab. In diesem Zustand war der durchgeraspelte Stengel von einem ausgefranzten Schalenwildabbiß nicht mehr zu unterscheiden. Geringfügig von Schnecken angefressene Blütenstände vertrockneten, da die Saftflussbahn unterbrochen wurde, sodass eine Fruchtreife nicht erfolgen konnte. In einigen Jahren, unter anderem in 1994 und 1996, verhinderten Glanzschnecken bei 60–90% der Blütenstände ein Ausreifen der Frucht innerhalb wie außerhalb des Zaunes. Weder Wildverbiss noch Schneckenfraß haben jedoch in den letzten zehn Jahren die Vorkommen der Schwertlilie beeinträchtigt, die Art hat sich sogar deutlich ausgebreitet. Wesentlich für ihre Populationsentwicklung sind Wasserregime, Nährstoffhaushalt, Mahd und Düngeverzicht (vgl. Kap. 5.7 „Pflege- und Entwicklungsziele der Wiesen“).

Nur wenige Kilometer von der Rottwiese entfernt liegt außerhalb des Wildschutzgebietes, noch in den Grenzen desselben FFH-Gebietes, das NSG der Silzwiesen (siehe auch Hohmann et al. 2002). Auf den dortigen Wiesen wächst ebenfalls ein beachtliches Vorkommen der Sibirischen Schwertlilie. Rehe, Damhirsche und Wildschweine beäsen die Wiesen regelmäßig; Rothirsche leben dort nicht. Im Rahmen der vegetationskundlichen Bestandsaufnahme des Naturschutzgebietes wurden im Juni 1998 die Blütenstände der Schwertlilie gezählt und auf Verbiss begutachtet. Von insgesamt 1.764 angelegten Blüten waren bereits 296 abgeblüht und hatten vitale Fruchtknoten ausgebildet (Vegetations- und Verbissaufnahme vom 17.06.1998). 1.412 Blüten und Fruchtknoten waren von Schnecken, Zikaden, Schwärmmerraupen, Blatthornkäfer und Rüsselkäfer angefressen. Besonders zahlreich war die Bernsteinschnecke beim Fraß an den Blütenständen zu beobachten. Weitere 56 Blüten waren in unversehrter Vollblüte. Insgesamt kamen 1998 80 % der Blüten infolge Schnecken- und Insektenfraß nicht zur Fruchtreife. Der Fortbestand der Sibirischen Lilie war dennoch nicht gefährdet. Wildverbiss war nur an einzelnen Blütenständen erkennbar.

Das Fallbeispiel der Sibirischen Schwertlilie zeigt, dass besonders auffällige und schmackhafte Arten der Wiesengesellschaften zahlreichen Fraßeinflüssen unterliegen. Der Schalenwildverbiss ist nur einer dieser Einflussfaktoren und bedeutete im geschilderten Fallbeispiel keinen „Schaden“.

„Streitfall“ Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*)

Konflikte zwischen Naturschutz und Wildbewirtschaftung führten im Rheingau-Taunusgebirge in Hessen zu einer vegetationskundlich-wildbiologischen Studie auf den vegetationskundlich wie jagdlich bedeutsamen Waldwiesen der Naturschutzgebiete „Steigwiesen und Guntal bei Presberg“ (Goebel et al. 1997; Simon & Goebel 1998). Infolge eines dort über Jahre anhaltenden Konfliktes zwischen Naturschutzverbänden und Forst- und Jagdbehörden, welchen Einfluss das Rotwild auf das Vorkommen seltener Pflanzenarten der Waldwiesen hat (insbesondere der Sibirischen Schwertlilie), wurden bereits 1990 auf Anordnung des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz als streitschlichtende Maßnahme Wildschutzgatter auf der Steigwiese gebaut: Bereiche der Wiesengesellschaft der Kümmelsilgen-Waldbinsen-Pfeifengraswiesen wurden zum „Schutz“ der Sibirischen Schwertlilie gegen Wildverbiss eingezäunt. Auf den Guntalwiesen wurde auf die Errichtung von Zäunen verzichtet, der Einfluss des Rotwildes jedoch kritisch beobachtet.

Die Situation im Juni 1997 zeigte auf den Steigwiesen fünf größere Schwertlilienvorkommen innerhalb der Zäune und zwei kleinere Vorkommen außerhalb. Die größten Vorkommen an *Iris sibirica* wuchsen 1997 jedoch auf den Guntalwiesen außerhalb des Naturschutzgebietes in den dortigen Kümmelsilgen-Waldbinsen-Pfeifengraswiesen ohne Zaunschutz (Simon & Goebel 1998).

Überraschenderweise waren auch in den Zaunflächen auf der Steigwiese zahlreiche Blütenstände der Schwertlilie verbissen. Bei einer näheren Betrachtung der Pflanzen wurde offensichtlich, dass die Mehrzahl der „verbissenen“ Blütenstände auf der Steigwiese wie auch auf den Guntalwiesen auf den Fraß von Gehäuseschnecken (Gattung *Oxychilus* aus der Familie der Glanzschnecken Zonitidae) zurückzuführen war (Simon & Goebel 1998). Über Schneckenfraß an Schwertlilien wurde bereits von der Rottwiese und den Silzwiesen bei Kranichstein berichtet.

In einem Vergleich auf den Zaunflächen der Steigwiese konnten im Jahr 1996 mindestens 172 Blütenstände gezählt werden, 1997 reduzierte sich die Zahl auf 111 Blütenstände, was einer Reduktion um 36% entspricht. Das Ergebnis weist auf jahresweise erhebliche Schwankungsbreiten in der generativen Vermehrung von *Iris sibirica* auch ohne Wildeinfluss hin. Bemerkenswert ist zudem vor dem Hintergrund der Bewertung des Wildeinflusses, dass das stärkste Vorkommen der *Iris* in den am stärksten von Rotwild frequentierten Bereichen der Guntalwiesen wächst. Trotz des Schalenwildeinflusses (vor allem durch Beäsung, Tritt und Brunftsuhlen des Rotwildes) zeigt sich hier ein um das Zehnfache höheres generatives Fortpflanzungspotenzial als in den seit sieben Jahren durch Zäune geschützten *Iris*-Beständen der Steigwiese.

Tabelle 78: Anzahl an *Iris sibirica*-Blütenständen* in den Zaunflächen auf der Steigwiese in den Jahren 1996 und 1997

Blütenstände von <i>Iris sibirica</i> im Wildschutzzäun auf der Steigwiese	1996	1997
Unversehrte Blüten- und Fruchtknoten-Stände im Zaun	141	83
Verbissene bzw. abgestorbene Blüten- und Fruchtknoten-Stände im Zaun	31	29

Tabelle 79: Anzahl an *Iris sibirica*-Blütenständen* auf den nicht gezäunten Guntalwiesen im Jahr 1997

Blütenstände von <i>Iris sibirica</i> ohne Wildschutzzäun auf der Guntalwiese	1997
Unversehrte Blüten- und Fruchtknoten-Stände	820
Verbissene bzw. abgestorbene Blüten- und Fruchtknoten-Stände	60

* Ein Blütenstand von *Iris sibirica* besitzt drei bis max. fünf Blüten bzw. Fruchtknoten.

Wiesenumbruch durch Wildschweine

Kontrovers diskutiert wird in Naturschutzverbänden und -behörden insbesondere das Bodenwühlen der Wildschweine. Häufig wird ungeachtet der tatsächlichen Wirkungen von einem „ökologischen Schaden“ für die Wiesengesellschaft gesprochen.

Im Wildschutzgebiet Kranichstein zeigte der in saisonalen Zyklen wiederkehrende, sporadische bis mäßige Schwarzwildumbruch positive Effekte, die sich in der Schaffung von Pionierstandorten, verbunden mit einer Artenanreicherung, auswirkten. Durch das Bodenwühlen wurde die Grasnarbe geöffnet und konkurrenzschwächeren Arten damit ein Aufkeimen und Aufwachsen ermöglicht. Vor allem Arten der Pionierstandorte, darunter auch seltene Arten wie die Natternzunge, wurden gefördert, wie die Situation nach Umbruch auf den feuchten Pfeifengraswiesen (Rottwiese Wi 1, Kap. 4.4.2) eindrucksvoll zeigte.

Werden jedoch große Flächen intensiv vom Schwarzwild umgebrochen, so wird die Grasnarbe bei wiederholten Umbrüchen zunehmend von futterwertmindernden Ruderalpflanzen (auf nährstoffreichen Böden z.B. Ackerkratzdistel) geprägt und die landwirtschaftliche Nutzung kann insgesamt gefährdet sein. Dies trifft im Wildschutzgebiet vor allem auf die nährstoffreicheren Wiesenflächen in Teilen der Rottwiese und der Hengstriedwiese zu. Dort suchen die Wildschweine insbesondere nach den im Oberboden in hoher Dichte vertretenen Regenwürmern.

Zwölf Jahre nach Beginn der Untersuchungen spiegeln heute alle vier Wiesen-Weiserflächen auf der Rottwiese, unabhängig von Wildverbiss und Schwarzwildumbruch, sowohl in den gezäunten als auch in den ungezäunten Parzellen, ebenso wie auch im weiteren Umfeld auf der Rottwiese und den anderen Wiesen, die extensive Nutzung und Wiesenpflege, die damit verbundene langsame



Verstärktes Auftreten der seltenen Natternzunge nach vorjährigem Wildschweinumbruch.

Ausmagerung der Standorte und so die Stabilisierung und Ausbreitung der ökologisch sehr bedeutsamen Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen wider.

An keiner Stelle waren die Schutz- und Pflegeziele der Wiesen durch das Bodenwühlen der Wildschweine gefährdet. Die großen Orchideenbestände des Breitblättrigen Knabenkrautes auf den Waldwiesen Kranichsteins sind stabil bzw. konnten sich in den letzten Jahren sogar weiter ausbreiten.

Synökologische Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und Vegetation haben im Wildschutzgebiet Kranichstein mit dazu beigetragen, den Artenreichtum der Pflanzengesellschaften zu erhalten und positiv zu beeinflussen. Entscheidend hierfür war ein an den Lebensraum angepasster Wildbestand.

Auch Treiber (1997) bewertete in einer mehrjährigen Vegetationsstudie, die den Einfluss der Wildschweine berücksichtigte, den sporadischen bis mäßigen Schwarzwildumbruch auf bodensauren Trockenrasen im Elsass positiv. Goebel & Simon (1998a) beobachteten bei regelmäßigem Umbruch, Beäsung und Tritt durch Wildschweine und Damhirsche eine Artenzunahme konkurrenzschwacher, gefährdeter Pflanzenarten auf Sandmagerrasen der Untermainebene.

5.6 Wildschweine, Bodenbrüter und Amphibien – ein Artenschutzkonflikt?

Aus naturschutzfachlicher Sicht positive Wechselwirkungen zwischen Wildschweinen, ihren Wühltätigkeiten und der Artenzusammensetzung der Wiesenvegetation wurden am Beispiel der Rottwiese für das Wildschutzgebiet Kranichstein detailliert beschrieben.



Größerflächiger Schwarzwildumbruch auf der Hengstriedwiese (Aufnahme: Oktober 2007).

Regenwurmdichten im Boden

Bodenuntersuchungen auf Waldwiesen im Rhein-Main-Tiefland (Forstamt Mörfelden-Walldorf, Untermainebene, heute Forstamt Groß-Gerau) haben gezeigt, dass vor allem Regenwürmer beim Bodenwühlen aufgenommen werden (Goebel & Simon 1998; Goebel et al. 2000). Mengenmäßig stellten Regenwürmer in den Jahren 1996–1999 dort mit Abstand den größten Teil der gefundenen Bodentiere dar. In Wiesenbereichen besonders starken Schwarzwildumbruches wurden bis zu 80 Regenwürmer/m² gefunden. Gewogen entsprach die Menge einem Frischgewicht von 30 g/m² bzw. 300 kg/ha. Die Regenwurmdichten schwankten saisonal mit dem Witterungsverlauf zwischen 20–80 gezählten Regenwürmern/m². Die Dichte an Engerlingen war demgegenüber deutlich geringer (1–3 Larven des Junikäfers in den Larvalstadien L1–L3 je Quadratmeter). Weitere Bodentiere wie Laufkäferlarven, Schnakenlarven und Erdeulenraupen waren von nachrangiger Mengenbedeutung. Bemerkenswerterweise wurden beim Bodenbruch zwar die kohlehydratreichen Pfahlwurzeln von Löwenzahn und Ferkelkraut freigelegt, jedoch nur selten gefressen.

Auch in Kranichstein war im Rahmen regelmäßiger Begehungen auf Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese zu beobachten, dass durch den Bodenbruch Pfahlwurzeln von Ferkelkraut und Löwenzahn, Wurzelknollen von Heilziest und Rhizome der Waldbinse – um die besonders auffälligen Arten zu nennen – freigegeben, jedoch nur selten gefressen wurden. Gezielt und meist intensiv wurden dahingegen die Rhizome des Adlerfarns an Wiesenrändern und in lichten Waldbeständen ausgegraben.

Die nährstoffärmeren Wiesenpartien, insbesondere die Pfeifengraswiesen, waren deutlich seltener umgebrochen (vgl. Kap. 4.4.3 Rottwiese, Weiserflächen Wi 1 und Wi 2). Auf den im Sommer trockensandigen Wiesenflächen lag unabhängig vom Nährstoffhaushalt wiederum ein Maximum des Sommerumbruches. Wildschweine wühlten dort vor allem nach Käferlarven und Mäusenestern (vgl. Kap. 4.4.3 Rottwiese, Weiserfläche Wi 3, nährstoffarmer Flügelginster-Borstgrasrasen). Stichprobenartige Boden-



Im Herbst 1995 wurden kleinräumig sehr hohe Engerlingsdichten (Junikäfer) unter der Grasnarbe auf den trockensandigeren Partien der Kernwiese beobachtet. Durch den starken Wurzelfraß ließ sich die Grasnarbe wie ein Rollrasen ablösen.



Intensives Wühlen nach Adlerfarnrhizomen im Frühjahr (Aufnahme: März 2000).



Regelmäßig wurden auf der Rottwiese Wiesenpartien der Borstgrasrasen durch Wildschweine umgebrochen. Durch die 1992 erfolgte Einrichtung der Wiesenweiserfläche Wi 3 wurde der Einfluss auf die Pflanzengemeinschaft exakt erfasst.

grabungen auf Rottwiese und Kernwiese, ebenso wie die Wiesenbodenuntersuchungen im benachbarten Forstamt Mörfelden-Walldorf (heute Forstamt Groß-Gerau), zeigten, dass selten mehr als drei Engerlinge des Junikäfers bzw. Maikäfers je Quadratmeter zu finden sind (Goebel & Simon 1998; Goebel et al. 2000). Eine Ausnahme war die Situation im Oktober 1995, als in den trockenen Bereichen der Kernwiese sehr kleinräumig hohe Engerlingsdichten auftraten. Eine Stichprobengrabung auf einem Quadratmeter brachte damals 94 Engerlinge (L3-Stadium des Junikäfers) und 47 große Regenwürmer zutage.

Die im Wildschutzgebiet Kranichstein ergänzend zu den wildbiologisch-vegetationskundlichen Untersuchungen in den Jahren 1986 bis 2003 durchgeführten faunistischen Erhebungen (Rausch & Petrak 2011) konnten selbst in den Jahren hoher Schwarzwilddichten keinen negativen Einfluss auf Bodenbrüter, Reptilien- und Amphibienvorkommen feststellen. Auf der Rottwiese wurden typische und seltene Wiesenbrüter regelmäßig als Brutvogel nachgewiesen, so die Feldlerche mit 2–3 Brutpaaren, die Bekassine mit 1–2 Brutpaaren und der Feldschwirl mit 1 Brutpaar, im Wald brütete die Waldschnepfe regelmäßig mit 2–3 Brutpaaren.

Bemerkenswert ist das stete Vorkommen der Zauneidechse auf den Waldwiesen, das vermutlich vom Wildschweinbruch sogar profitiert, dadurch dass kleinräumige Habitatrequisiten wie offene, sonnenbeschienene und trockensandige Bodenstellen regelmäßig neu entstehen.

Mit elf Arten ist die Amphibienfauna im Wildschutzgebiet sehr artenreich. Es sind vier Molch-, eine Kröten- und sechs Froscharten, davon fünf Arten nach der FFH-Richtlinie streng geschützt. Bemerkenswert ist das individuenstarke, stabile Vorkommen des Grasfrosches, vor allem aber das sich ausweitende starke Vorkommen des Springfrosches, dessen Reproduktion mit mindestens 800–1.000 Laichballen in den Wald- und Wiesentümpeln im Wildschutzgebiet dokumentiert ist. In wassergefüllten, temporär vor allem zur Brunft genutzten Rothirschsuhlen

auf den Wiesen sind zusätzlich jedes Jahr einzelne bis mehrere Laichballen des Springfrosches zu finden, die das Netz des Laichgewässerverbundes verdichten. Erwähnenswert in der Autökologie des Springfrosches ist die zeitlich eng auf das Abbläichen begrenzte an Gewässer gebundene Lebensphase. Die weit überwiegende Zeit im Jahresverlauf lebt die Art in bodentrockenen, strukturreichen Laubwäldern. Ein hoher Eichenanteil im Altholzbestand ist für den Sommerlebensraum wesentlich! (Vgl. Forschungsinstitut Senckenberg 2002). Wildschweine haben durch das Bodenwühlen in den alten Eichenbeständen offensichtlich keinen bestandsmindernden Einfluss auf die Art.

Wildschweine sind Allesfresser. Aas wird in der Regel schnell gefunden und innerhalb weniger Tage aufgefressen. Umso bemerkenswerter war der Fund eines im März 1995 in Wiesennähe gestorbenen Rothirsches. Der Kadaver wurde von Wildschweinen trotz regelmäßiger Anwesenheit im Umfeld verschmäht. Innerhalb von vier Monaten war der Kadaver schließlich von Füchsen aufgefressen.

Die wildökologischen Untersuchungen in Kranichstein wie in Mönchbruch zeigen, dass höhere Schalenwildbestände nicht zwangsläufig negative Auswirkungen auf Tier- und Pflanzenlebensgemeinschaften bedeuten. Deutlich wird vielmehr, dass die Schalenwildarten Teil dieser Lebensgemeinschaft sind und bedeutsame Regelgrößen (vgl. Kasten „Wildschweine und Tagfalter“) darstellen können.



Bodenbrut der Waldschnepfe.



Der Springfrosch hat im Wildschutzgebiet eine individuenstarke, anwachsende Population ausgebildet.



Suhlen, Tritt und Tränke haben die Tümpel in ihrer Bedeutung als Amphibienlaichgewässer nicht negativ beeinträchtigt (Aufnahme: Wiesentümpel auf der Kernwiese, ca. 300 gezählte Springfrosch-Laichballen im März 2000).

Die Anforderungen an ein der heutigen Zeit angepasstes Jagdmanagement sind zweifelsfrei höher als noch vor 50 Jahren. Sie beinhalten ein ökologisches Grundverständnis und umfassen neben der Jagdbewirtschaftung und Wildbestandsregulierung auch eine am Naturraum orientierte Lebensraumgestaltung. Hierin liegt das Grundverständnis des Wildtiermanagements und hier liegen auch die Grundlagen für artenreiche Lebensgemeinschaften, so wie sie auch vom Lebensraumgutachten Hessen beabsichtigt sind (vgl. Grünekle 1987).



Kadaver eines jungen Rothirsches, unmittelbar nach dem Geweihabwurf im Frühjahr verstorben (Aufnahme: Mai 1998).



Der selbe Hirschkadaver vier Monate später.

Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und geschützten Tierarten in den FFH-Gebieten „Mönchbruch“ und „Heidellandschaft“

Zwanzig Kilometer nordwestlich des Wildschutzgebietes liegt ein weiterer wildökologisch umfassend untersuchter Lebensraum im Rhein-Main-Tiefland, der 3.200 ha umfassende Mönchbruch bei Mörfelden und Rüsselsheim im Kreis Groß-Gerau. Im dortigen Gebiet wurden in den Jahren 2002–2004 aufgrund der hessenweit bedeutsamen Feuchtwiesen, Heideflächen und alten Laubwälder insgesamt drei FFH-Gebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 1.900 ha gemeldet. Die Wildbestände an Damwild und Schwarzwild sind vergleichsweise hoch. Im Rahmen vergleichender wildökologischer, vegetationskundlicher und faunistischer Untersuchungen wurde eine starke Ausbreitung in Hessen selten gewordener Amphibienarten wie Springfrosch, Laubfrosch, Kreuzkröte und Kammolch sowie außergewöhnlich hohe Brutpaardichten der in Hessen sehr selten gewordenen Offenland-Bodenbrüter Schwarzkehlchen und Heidelerche dokumentiert (Goebel & Simon 1998; Goebel et al. 2000; Simon & Goebel 1999). Trotz einer über Jahre hohen Wildschweinpopulation – in den Jahren 1987/88 bis 1996/97 wurden im Jahresmittel 338 Stück (!) Schwarzwild auf 3.250 ha Wald- und Offenlandflächen erlegt, die höchsten Jahresabschüsse lagen bei 450 Stück Schwarzwild –, war eine deutliche Ausbreitung von Springfrosch, Laubfrosch und Kreuzkröte sowie eine Bestandszunahme in den Brutpaaren von Schwarzkehlchen und Heidelerche zu beobachten. Laubfrosch und Springfrosch besitzen im Mönchbruch heute ihre hessenweit vermutlich stärksten Populationen, verteilt auf zahlreiche Laichgewässer (Goebel & Simon 1998; Goebel et al. 2000). Das Schwarzkehlchen ist mit 42 Brutpaaren und die Heidelerche mit 27 Brutpaaren dokumentiert. Als weitere Bodenbrüter sind die Bekassine mit mindestens 18 Brutpaaren, der Wiesenpieper mit 7–8 Brutpaaren, die Feldlerche mit 25 Brutpaaren und der Feldschwirl mit 18–22 Brutpaaren in den Jahren 2000 bis 2002 nachgewiesen (Forschungsinstitut Senckenberg 2002).

Die hohe Artenvielfalt sowie das Vorkommen zahlreicher seltener Arten war dort vor allem auf eine über Jahre andauernde und positive Lebensraumgestaltung durch das Forstamt zurückzuführen.

Wildschweine und Tagfalter

Die Heidellandschaft ist eine rund 100 Hektar große, durch Binnendünen reich strukturierte Offenlandschaft inmitten eines 50 km² umfassenden Waldgebietes im Kreis Groß-Gerau, zu dem auch der bereits erwähnte Mönchbruch zählt. Die hohe naturschutzfachliche Wertigkeit des Gebietes führte 2002 mit den umgebenden bodensauren Eichen-Mischwäldern zur Ausweisung als FFH-Gebiet. Die Bestandsdichten von Wildschwein und Damhirsch sind im Gebiet bemerkenswert hoch (Goebel & Simon 1998a; Simon 2002). Für Wildschweine bedeuten die verschiedenen Vegetationstypen der Heidellandschaft während der Geburt der Frischlinge und Jungenaufzucht Deckung und Nahrung. Die kleinen Stillgewässer werden zum Suhlen und Wasserschöpfen regelmäßig aufgesucht. Weibliche Damhirsche setzen hier ihre Kälber, kopfstärke Damhirschrudel beäsen in hoher Intensität ganzjährig die Vegetation. Während der Brunft ist das Gebiet einer der am stärksten von Hirschen belauften Hauptbrunftplätze.

Einjährige Bodenwunden mit lückiger, niedrigwüchsiger Vegetation, verursacht durch Bodenwühlen und Tritt, sind so ideale Eiablagehabitate für verschiedene Tagfalterarten.

- Offene Bodenstellen mit einzeln wachsenden Pflanzen des Kleinen Sauerampfers sind ideale Eiablagehabitate für den Kleinen Feuerfalter. Gleichmaßen günstig werden die Entwicklungshabitate des Gemeinen Ampfer-Grünwidderchens durch Wühlstellen der Wildschweine beeinflusst.
- Regelmäßig umgebrochene Flächen mit einjährigen Pflanzenarten sind Entwicklungshabitate für zwei weitere Tagfalterarten: Der Kleine Perlmutterfalter ist auf das Ackerstiefmütterchen als Raupenfutterpflanze angewiesen, der Dunkelblaue Bläuling lebt auf dem Reiherschnabel und kleinwüchsigen Storchschnabel-Arten. Durch die Wühltätigkeit der Wildschweine auf alten Wildäckern wird die Samenbank der ehemals auf dem Acker häufigen Pflanzenarten aktiviert. Die nach Umbruch aufwachsenden Jungpflanzen dienen dann zur Eiablage.

Der Einfluss des Bodenwühlens der Wildschweine auf Flora und Fauna der Heidellandschaft bedeutet – vergleichbar mit den Ergebnissen in Kranichstein – aus synökologischer Sicht, infolge einer Beschleunigung dynamischer Prozesse und eines Mosaiks neu entstandener Habitate, eine Bereicherung des Lebensraumes. Die außerordentlich hohe Artenvielfalt der Heidellandschaft ist durch umfassende vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen detailliert dokumentiert (Goebel et al. 2000; Forschungsinstitut Senckenberg 2002).

5.7 Naturschutz im Wald – Waldbewirtschaftung, Lebensraumgestaltung und Lebensraumschutz im Kontext mit „Natura 2000“

Dem Kapitel möchten wir eine in seinen Zusammenhängen offensichtliche und dabei sehr wesentliche Beobachtung voranstellen, nachdem die Bewertung des Lebensraumes aus Sicht des Schalenwildes entscheidende Hinweise für Entwicklungsziele und Maßnahmenkonzepte im Wildschutzgebiet gab: Die Ansprüche der Wildtiere an ihren Lebensraum stehen an keiner Stelle den Zielvorstellungen des Naturschutzes entgegen, vielmehr sind sie häufig sogar deckungsgleich. Die aus Sicht des Wildes vornehmlich zu fördernden Lebensräume sind weitgehend auch die aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes bedeutsamen Flächen und Lebensraumtypen (siehe hierzu auch Scherzinger 1996; Simon & Lieser 2004; Petrak 2000)!

Pflege- und Entwicklungsziele im Wildschutzgebiet Kranichstein

Waldflächen

Der Baumbestand im Wildschutzgebiet Kranichstein zeichnet sich im hessenweiten Vergleich durch besonders alte Laubwälder aus. Die Naturnähe der Waldbestände ist beachtenswert. Verschiedene Waldlebensraumtypen stehen in hervorragender Ausprägung auf engem Raum nebeneinander. Es sind dies die FFH-Waldlebensraumtypen Hainsimsen-Buchenwald (EU-Code 9110), Waldmeister-

Buchenwald (EU-Code 9130), Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (EU-Code 9160), bodensaurer Eichenmischwald (EU-Code 9190) sowie die Erlen-Eschenwälder (EU-Code 91E0) (vgl. auch Hohmann et al. 2002).

Der Baumbestand an alten Eichen und Rotbuchen im Wildschutzgebiet Kranichstein ist aus der Tradition der Jagdgeschichte erwachsen und bis in die jüngste Zeit erhalten geblieben. Im Zuge einer stärker ökonomisch orientierten Forstwirtschaft und Nutzungsmobilisierung wurde in Hessen erheblich in die Altholzvorräte in den Wäldern eingegriffen, so auch in Kranichstein (vgl. Kap.3.5). Das Forsteinrichtungswerk 1995–2005 sah denn auch den Schwerpunkt der Holznutzung in einem „weiteren Abbau der über 160-jährigen Eichen und Buchen, zwei Drittel des Einschlags entfallen auf die Endnutzung“ (Grünekle 1995). Das Planwerk sah jedes Jahr einen Altbaumeinschlag (Endnutzung) von



Durch Sturmwurf und Holzeinschlag sehr licht gestellter
Altbuchenbestand.



Alter Eichen-Hainbuchenwald (Aufnahme: August 1995).



Nach Nutzung der Alteichen sehr lichter Eichen-
Hainbuchenwald.

1.321 fm Eiche und 1.129 fm Buche vor, der so auch vollzogen wurde. Die aktuelle Forsteinrichtung hat die Endnutzung reduziert, plant jedoch jedes Jahr einen Altbaumeinschlag von 640 fm Eiche und 898 fm Buche (Grünecke 2006). Das Forsteinrichtungswerk steht mit dieser Endnutzungsplanung weiterhin in hohem Konflikt zu naturschutzfachlichen Planungen (siehe Hohmann et al. 2002). Das Wildschutzgebiet Kranichstein liegt inmitten eines der größten FFH-Gebiete Südhessens, dem „Kranichsteiner Wald mit Hegbachau, Mörsbacher Grund und Silzwiesen“ (FFH-Gebiet 6018-305, Fläche 2.130 ha). Die Erhaltung des Altbaumbestandes einschließlich ihrer Lebensgemeinschaften (Fledermäuse, Spechte, Totholzkäfer etc.) ist in der naturschutzfachlichen Entwicklungsplanung von herausragender Bedeutung.

Grundsätzlich gilt für FFH-Gebiete ein Verschlechterungsverbot. Altholzeinschläge in solchen Dimensionen wie in Kranichstein bedeuten eine erhebliche Gefährdung der Altbaumzönosen, hier vor allem der waldbewohnenden Fledermausarten, die zudem Zielarten des FFH-Gebietes sind. Stärkere Eingriffe in die Alteichenbestände sind in ihren Auswirkungen unter anderem auf die Populationen der Bechsteinfledermaus (Anhang II der FFH-Richtlinie) durch Verluste von Wochenstubenquartieren und Winterquartieren sehr problematisch (vgl. Hohmann et al. 2002; Rausch & Petrak 2011). Untersuchungen zum Raumnutzungsverhalten und Quartierverbund von Bechsteinfledermaus-Populationen in eichenreichen Waldgebieten des Rhein-Main-Tieflandes zeigen die besondere Relevanz einer ausreichend hohen Zahl an Quartierbäumen für den Populationserhalt (Simon & Dietz 2003; Dietz & Simon 2004).

Die hohe gesamtökologische Wertigkeit der alten Laubwälder im Messeler Hügelland und Rhein-Main-Tiefland wurde in den Jahren 2002–2004 durch die FFH-Grunddatenerfassungen der Waldgebiete „Kranichsteiner Wald“, „Kühkopf“, „Wald bei Groß-Gerau“, „Mönchbruch bei

Mörfelden und Walldorf“ und „Mark- und Gundwald zwischen Rüsselsheim und Walldorf“ sowie die ökologischen Bestandserhebungen in den Waldgebieten um den Rhein-Main-Flughafen Frankfurt/Main (Forschungsinstitut Senckenberg 2002) eindrucksvoll hervorgehoben.

An erster Stelle der Pflege- und Entwicklungsziele steht deshalb die Erhaltung, Sicherung und Entwicklung der ökologisch besonders wertvollen Laubholz-Altbestände, Feuchtwälder sowie Bach- und Quellrinnen einschließlich ihrer Tierlebensgemeinschaften. In diesen Lebensgemeinschaften werden typische und im Gebiet vorkommende Tierarten als prioritäre Zielarten hervorgehoben (vgl. auch Hohmann et al. 2002; Rausch & Petrak 2011).

Auf den überwiegend wasserbeeinflussten Standorten in Kranichstein bereitet das Rücken des Eichen-Starkholzes durch das hoch anstehende Grundwasser Probleme. Den hydromorphen Böden droht durch das Befahren mit schweren Maschinen eine erhebliche Schädigung. Das Rücken wird konform zu den PEFC Standards und der Geschäftsanweisung mechanisierter Betriebsarbeiten (Hessenforst 2005) daher eingestellt, sobald Gleise mit Spurrillen von mehr als 25cm Tiefe entstehen. Das Zeitfenster einer möglichen Befahrung ist eng und beschränkt sich meist auf die Wintermonate bis Weihnachten nach vorausgegangener ausreichender Sommertrockenheit.

Die Pflege- und Entwicklungsziele in den Waldflächen beinhalten im Wesentlichen die Erhaltung und Förderung höhlenreicher Altholzbestände sowie Altbäume und die Sicherung des Totholzes. Das Wildschutzgebiet Kranichstein bietet sich geradezu als Kernbereich für ein FFH-orientiertes Modellmanagement an, da hier in hervorragender Weise ökologische, forstliche, jagdliche und touristische Zielsetzungen und Maßnahmen in einem allgemein konfliktträchtigen Ballungsraum miteinander verknüpft werden können. Es zeichnen sich dementsprechend auch die zukünftigen Forschungsschwerpunkte ab, die auf das vorhandene Datenmaterial und den bisherigen Erkenntnisstand aufbauen können.

Unter Beachtung des Primärzieles im Wald, nämlich den Erhalt einer hohen Zahl von Altbäumen im Bestand, soll sich der Wertholzeinschlag auf die plenterartige Nutzung ökonomisch wertvoller Stämme konzentrieren. Der Erhalt von Höhlenbäumen ist dabei vorrangig. Im Vordergrund der Zielsetzung steht die Erhaltung der Alteichen in allen Waldbeständen des Gebiets: Für alle mehr als 140 Jahre alten Eichenbestände sollte ein Bestockungsgrad von etwa 0,3 und die Erhöhung der Umtriebszeit unabhängig vom Unterstand minimales Ziel für die zukünftige Forsteinrichtung sein. Für alle oberständigen Eichen sollte eine doppelte Umtriebszeit vorgesehen werden (statt 200 Jahre 400 Jahre Endnutzungsalter). Der Unterstand, der zu einem hohen Prozentsatz aus Buche und Hainbuche besteht bzw. sich in den kommenden Jahren und Jahrzehnten dahin entwickeln wird, kann demgegenüber forstlich genutzt werden.



Die Waldfledermausarten haben in der Entwicklung alter Wälder auch artenschutzrechtlich eine hohe Bedeutung. Im Bild die streng geschützte, im Wildschutzgebiet vorkommende Bechsteinfledermaus.

Im Bereich der stark bodensauren, stark stauwasser-geprägten Pfeifengras-Torfmoos-Eichenmischwälder ist die Entnahme bzw. Nutzung des aufwachsenden Unterstandes – vor allem Buche – auch aus ökologischer Sicht wichtig: Die Begleitflora dieses im Gebiet recht seltenen

Tabelle 80: Leit- und Zielarten der Fauna in den alten Laubwäldern im Wildschutzgebiet Kranichstein (vgl. Hohmann et al. 2002; Rausch & Petrak 2011)

Tierart		Schutzstatus		
		FFH-Richtlinie	Vogelschutzrichtlinie	Rote Liste Hessen
Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>	II und IV		2
Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>	II und IV		2
Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>	IV		2
Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>	IV		2
Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>	IV		3
Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>	IV		2
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		1	
Grauspecht	<i>Picus canus</i>		1	
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		1	VI
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>			3
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>			3
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>			V
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>	IV		1
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	IV		1
Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>	II und IV		2
Hirschkäfer	<i>Lucanus cervus</i>	II und IV		RLD 2
Eichenheldbock	<i>Cerambyx cerdo</i>	II und IV		RLD 1
Großer Goldkäfer	<i>Protaetia aeruginosa</i>			RLD 1

Schutzstatuten nach:

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU vom 27.10.1997

Europäische Vogelschutzrichtlinie vom 25.09.1979, geändert am 09.07.1997

Vögel der Roten Liste Hessen (Hohmann et al. 1997)

Säugetiere der Roten Liste Hessen (Kock & Kugelschäfer 1996)

Amphibien der Roten Liste Hessen (Joger 1996)

Holzkäfer der Roten Liste Deutschland (Geiser 1998)

Waldtyps (Pfeifengras, Braunsegge, Hundsstraußgras, Schönes Johanniskraut, Wachtelweizen, Sumpf-Torfmoos u.a.) verträgt keine stärkere Beschattung, wie sie ein höherer Buchen-Bestockungsanteil nach sich ziehen würde. Die genannten Maßnahmen zur Durchforstung und Nutzung von Buchen und Hainbuchen und damit zur Lichtstellung des Eichenbestandes dienen vor allem auch der Sicherung einer ausreichenden Eichenverjüngung und zur Erhaltung eines möglichst hohen Baumartenanteils von Stiel- und Traubeneiche in den nächsten Baumgenerationen im Gebiet (vgl. Jedicke & Hakes 2005).

Darüber hinaus sollten möglichst viele der an Baumhöhlen und Totholz reichen Altbestände als Prozessschutzflächen oder Altholzinseln ohne forstliche Nutzung ausgewiesen werden (vgl. auch Hohmann et al. 2002; Rausch & Petrak 2011). Insbesondere im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen zu Eingriffen in Natur und Landschaft bietet sich dies zukünftig an (und ist bereits im Rahmen des Bebauungsplanes zur Erweiterung der GSI in Darmstadt mit einigen Waldbeständen im Wildschutzgebiet in den Jahren 2006/2007 vorgesehen). Derartige Abkommen im Sinne eines Nutzungsverzichts sind essentiell zur Erhaltung der Lebensräume für waldbewohnende Fledermäuse, höhlenbrütende Vogelarten sowie Eichenheldbockkäfer und Hirschkäfer. Gerade in diesen Artengruppen sind viele Arten vertreten, die prioritären Schutz gemäss der FFH-Richtlinie genießen (Details siehe unter Rausch & Petrak 2011).

Die zukünftige forstliche Bewirtschaftung berücksichtigt die bisher erfolgreich geführte Vorgehensweise der Förderung einer alters- und höhenstrukturierten Naturverjüngung, die im späteren Stangenholzstadium weniger schälgefährdet ist. Negativbeispiele sind dagegen die aus den Buchenwuchsgebieten der Mittelgebirge bekannten einheitlich aufwachsenden und großflächigen Dickungs-



Alter Eichenmischwald in der Pfeifengrasausbildung im Wildschutzgebiet.

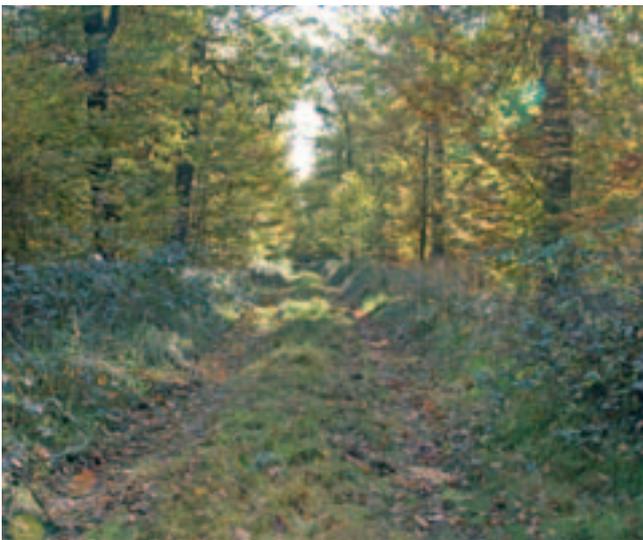
komplexe nach Großschirmschlägen in Altbuchenbeständen, die nicht selten erhebliche Schälsschäden auch bei geringen Rotwildbeständen nach sich ziehen können (Hofmann 2004).

Pflanzungen sollten die Ausnahme bleiben und sich weitgehend auf kleinräumige, gegebenenfalls gezäunte Eichenkulturen mit weiten Pflanzverbänden bzw. geschützten Einzelbäumen beschränken. In den Feuchtwäldern kann an den wenigen von Natur aus geeigneten Stellen mit größeren Zahlen an Eschenverjüngung das Aufwachsen der Esche (und ggf. der Flatterulme) durch einzelne Kleingatter gefördert werden.

In den meist schattigen, bis zu 80- (bis 100-)jährigen Waldbeständen ist mittelfristig das Lichtstellen dieser Waldbestände das wichtigste maßnahmenorientierte Pflege- und Entwicklungsziel.

Forstliche Hiebsmaßnahmen sollen in verbissgefährdeten, verjüngungsrelevanten Bereichen erfolgen: Die kurzfristig wirkende höhere Verfügbarkeit von Äsung durch große Mengen an Kronentrieben und der höhere Lichtgenuss (Förderung der Bodenvegetation) reduziert den Gehölzverbiss. Liegengelassene Kronen und ganze Stämme, die am Boden als Totholz verbleiben, wirken dazu als horizontale Barrieren und erschweren den Zugang zur Gehölzverjüngung für Schalenwild. Eine Schwerpunktbejagung durch Einzelansatz bzw. Gemeinschaftsansatz in den verjüngungsrelevanten Waldbeständen unterstützt das Aufwachsen der Gehölze.

Entlang von Wegrändern und genauso im Bestandsinneren gewährleistet die Schaffung und Förderung von licht- und strukturreichen Waldstreifen und Waldflächen wichtige, natürliche Äsungsflächen und Biotopverbundstrukturen. Die Entwicklung solcher Elemente dient in ihrer Summe der ökologischen Bereicherung der Bestandsstruktur und Lebensraumvielfalt. Infolge



Lichtreicher und gleichermaßen äsungsattraktiver Wegsaum entlang der Spitalschneise.

des erhöhten Lichteinfalls entwickeln sich kraut- und strauchreiche Waldinnensäume, die zu einer deutlichen Verbesserung der Nahrungssituation für das Schalenwild führen, von der genauso aber auch alle weiteren samen- und insektenfressenden Tierarten profitieren.

Gleichermaßen gelingt dadurch eine räumlich stärkere Verteilung des Äsungsangebotes. Als positiv wirkender Effekt aus forstwirtschaftlicher Sicht reduziert sich der Schalenwildverbiss in den verjüngungsrelevanten Waldbeständen.

Bereits seit mindestens 1984 wird auf aufwändige Meliorationsmaßnahmen wie Vollumbruch, Düngung, Entwässerung und Pestizideinsatz im Wildschutzgebiet Kranichstein verzichtet. Diese Zielsetzung sollte unbedingt beibehalten werden.

Mit dem Maßnahmenpaket wird jagdlichen, forstlichen und ökologischen Interessen gleichermaßen Rechnung getragen. Maßnahmen in diesem Sinne sind in den vergangenen 20 Jahren bereits in verschiedenen Waldbeständen erfolgreich initiiert bzw. umgesetzt worden und sollen konsequent fortgeführt werden.

Wiesenflächen

Die Entstehung und Nutzung der Wiesen im heutigen Wildschutzgebiet ist eng mit der Jagdgeschichte zu Kranichstein verbunden. Einige Wiesen sind in ihrer Entstehung bis ins 16. Jahrhundert zurückzuverfolgen. Heute zählen die Wiesen in Kranichstein zu den in Hessen sehr selten gewordenen und ökologisch besonders wertvollen Wiesengesellschaften. In ihrer Ausprägung und Größe sind sie einzigartig für Hessen.

Als herausragendes Pflege- und Entwicklungsziel gilt die Erhaltung und Sicherung der ökologisch besonders wertvollen Lebensraumtypen und -komplexe der Feuchtwiesen, der Seggenrieder, des mageren Frischgrünlandes und der Borstgrasrasen mit geschützten und besonders zu fördernden Zielarten (siehe Tabelle 81).

Unter den Wiesenlebensräumen sind die FFH-relevanten Lebensraumtypen besonders hervorzuheben. Es sind dies Pfeifengraswiesen (EU-Code 6410), Borstgrasrasen (EU-Code 6230) und magere Glatthaferwiesen (EU-Code 6510). Analog zu den Wäldern liegen auf diesen Lebensraumtypen die Prioritäten für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

Die aus tierökologischer Sicht bedeutsamen Vogel- und Schmetterlingsarten als Zielarten der Wiesen sind bei Rausch & Petrak (2011) aufgeführt.

Die Pflege und Bewirtschaftung der Wiesen im Wildschutzgebiet wird seit 1984 erfolgreich als extensive Mähnutzung ohne Düngung betrieben. Die im Besitz des Landes Hessen befindlichen Flächen sind zum größten Teil an Landwirte verpachtet und werden einschürig je nach Witterungsverlauf zwischen Ende Juni und Ende

August geschnitten. Dies entspricht der traditionellen Heunutzung und sollte auch in diesem Sinne fortgeführt werden. Einige Wiesen, vornehmlich die kleineren Waldwiesen, werden den Landwirten je nach witterungsabhängigem Nutzungsinteresse über kurzfristige Pflegeverträge vermittelt. Grabenränder und Waldsäume werden vielfach bei der Mahd ausgespart und nur alle paar Jahre einmal gemäht. Nur in Ausnahmefällen und auf kleiner Fläche finden Mäh- und Mulchmaßnahmen außerhalb der Nutzung statt. Es handelt sich um besonders nasse und/oder bodensaure Standorte, auf denen eine regelmäßige landwirtschaftliche Nutzung schwierig zu organisieren ist. In jedem Falle ist es ein wesentliches und langfristiges Ziel, einen möglichst großen Anteil der Waldwiesen in der Grünlandnutzung und -pflege zu halten und das Brachfallen nur auf kleinen Flächen zuzulassen.

Die extensive Grünlandnutzung und -pflege ist naturschutzfachlich das vorrangige Ziel der Wiesenbewirtschaftung. Wildökologisch ist die Zielsetzung der Ausmagerung des Grünlandes bedeutsam, weil wildschadensmindernd: Der Wiesenumbuch durch Wildschweine im Wildschutzgebiet zeigt seit Jahren seine Schwerpunkte

Tabelle 81: Zielarten im Pflegeplan der Waldwiesen im Wildschutzgebiet

Davallsegge	<i>Carex davalliana</i>
Flohsegge	<i>Carex pulicaris</i>
Sumpferzblatt	<i>Parnassia palustris</i>
Breitblättriges Wollgras	<i>Eriophorum latifolium</i>
Schuppenfrüchtige Gelbsegge	<i>Carex lepidocarpa</i>
Saumsegge	<i>Carex hostiana</i>
Sumpfstendelwurz	<i>Epipactis palustris</i>
Lungenenzian	<i>Gentiana pneumonanthe</i>
Sumpflöwenzahn	<i>Taraxacum palustre</i> agg.
Kleines Helmkraut	<i>Scutellaria minor</i>
Öhrchen-Habichtskraut	<i>Hieracium lactucella</i>
Waldläusekraut	<i>Pedicularis silvatica</i>
Haarstrang-Wasserfenchel	<i>Oenanthe peucedanifolia</i>
Sibirische Schwertlilie	<i>Iris sibirica</i>
Natternzunge	<i>Ophioglossum vulgatum</i>
Färbescharte	<i>Serratula tinctoria</i>
Knollenkratzdistel	<i>Cirsium tuberosum</i>
Filzsegge	<i>Carex tomentosa</i>
Prachtnelke	<i>Dianthus superbus</i>
Knotenbinse	<i>Juncus subnodulosus</i>
Röhrenwasserfenchel	<i>Oenanthe fistulosa</i>
Schwarzschofpfsegge	<i>Carex appropinquata</i>
Breitblättriges Knabenkraut	<i>Dactylorhiza majalis</i>

in den nährstoffreichen, früher gedüngten Wiesenflächen. Infolge Ausmagerung durch Düngeverzicht sind die intensiv durch Schwarzwild gebrochenen Flächen auf den Wiesen seit rund 15 Jahren stetig kleiner geworden, wie Wiesenbegehungen und Umbruchkartierungen im Zeitraum 1985–2005 zeigen konnten.

Magere Wiesenflächen werden bei weitem nicht so intensiv und großflächig durch Wildschweine umbrochen wie die intensiver genutzten und vor allem gedüngten Wiesen, wie auch weitere vegetationskundlich-wildökologische Erhebungen auf Waldwiesen im Rheingau-Taunus (Goebel et al. 1997; Goebel & Simon 1998b) und der Untermain-

Tabelle 82: Die Wiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein

Wiese	Flächengröße [ha]
Rottwiese	13,4
Kernwiese	10,9
Hengstriedwiese	6,9
Kühruhwiese	6,5
Kuhhirtwiese	2,1
Spittalwiese	2,0
Stadtförsterwiese	1,7
Höllwiese	1,8
Wannemacherwiese	1,0
Ganswiese	0,9
Hammenhanswiese	0,7
Schwarzwiese	0,6
Rotsuhlwiese	0,3



Die Kernwiese im Herbst.

ebene (Goebel 1995; Goebel & Simon 1998a; Goebel et al. 2000; Goebel et al. 2002) zeigen konnten (im Detail siehe Kap. 5.6). Deshalb kann eine Extensivierung der Wiesenutzung auch in der ökonomischen Bilanz von Vorteil sein. Hohe Kosten für mehrfache Instandsetzung der Wiese, Wildschadenszahlungen oder sogar Zäunungen entfallen.

Die Anlage von Wildäckern im Wiesengelände ist im Gebiet aus Sicht der Nahrungsvielfalt nicht nur überflüssig, sondern sogar wildökologisch nachteilig. Der im Südwestteil der Rottwiese in den 1980er-Jahren angelegte und damals gedüngte Wildacker hat die angrenzenden Wiesenlebensräume durch Nährstoffeinträge eher negativ beeinflusst und keineswegs zur Erhöhung der Nahrungsvielfalt beigetragen. Der Wildacker auf der Rottwiese wurde gegen Ende der 1980er-Jahre wieder aufgegeben und als Wiese neu eingesät, zeigt aber in der Bestandszusammensetzung bis heute als eutrophe, in der Tendenz ruderaler Glatthaferwiese noch Spuren des ehemaligen maschinellen Umbruchs und der Neueinsaat.

Der ehemalige Wildacker auf der Rotsuhlwiese im Südwestteil des Gebietes wurde ebenfalls Ende der 1980er-Jahre aufgegeben, hat sich aber bis heute nicht wieder als typische Wiese entwickeln können. Die ehemalige Nährstoffzufuhr begünstigt auch heute noch den wiederholten starken Sauenumbruch auf dieser Waldlichtung, was die Entstehung einer geschlossenen Wiesengrasnarbe bis heute verhindert hat.

Eine Düngung der Wiesen zum Zwecke der Äsungsverbesserung – wie in einigen Düngeversuchen gegen Ende der 1980er-Jahre probeweise im Wildschutzgebiet mit dem mineralischen Naturdünger „Eifelgold“ durchgeführt – führte zu keiner erhöhten Äsungsattraktivität.

Generell führt eine Aufdüngung mit verschiedenen „milden“ Mitteln wie Urgesteinsmehlen (v.a. Ca, Mg) und Ca-Mg-K-Mischungen auf stark bodensauren Standorten zum Rückgang der dort kleinflächig vorkommenden und geschützten Borstgrasrasen (FFH-Lebensraumtyp!), was aus ökologischer Sicht nicht gewünscht sein kann. Auf besser mit Mineralstoffen versorgten Böden hingegen hat eine solche Düngung keinen Effekt.

Stärkere Düngeaktionen mit PK- oder gar NPK-Düngung (im Wildschutzgebiet seit langem nicht mehr durchgeführt) würden generell zu einer starken Verminderung des Artenreichtums und der Nahrungsvielfalt führen, was sowohl ökologisch als auch wildbiologisch nachteilig zu bewerten ist. Bestenfalls kann auf nährstoffreichen Kohldistelwiesen, Wassergreiskrautwiesen und Wiesenknopf-Silgenwiesen bei dringendem Bedarf von Seiten der Nutzer an eine geringfügige PK-Düngung zur mäßigen Erhöhung der Heuerträge gedacht werden. Eine PK-Düngung darf mit Rücksicht auf die umgebenden wertvollen Wiesengesellschaften keinesfalls flächig erfolgen. Für den Landwirt bedeutet dies eine erhebliche Herausforderung. Aus Sicht des Naturschutzes ist bei Einsatz einer PK-Düngung eine Kontrolle zur Einhaltung der Vereinbarung fachlich notwen-

dig. Auf stark versauerten, nassen Waldbinsengewiesen und auf trockenen, mageren Glatthaferwiesen kann zukünftig eine Kalkung (mit CaMg-Carbonat) durchgeführt werden, um der schleichenden Versauerungstendenz auf schwach gepufferten Böden zu begegnen. Durch die Versauerung findet hier vielfach eine fortschreitende Artenverarmung statt. Hinsichtlich einer möglichen Kalkdüngung muss hier allerdings sehr genau auf Vorkommen von Borstgrasrasen, sauren Kleinseggenriedern und ähnliche Vegetationstypen geachtet werden: In diesen Wiesengesellschaften soll jegliche künstliche Mineralstoffzufuhr unterbleiben (vgl. Auswertungen bei Goebel 2004).

Besucherlenkung und Wildruhezonen

Das Wildschutzgebiet Kranichstein liegt zehn Autominuten von der Innenstadt Darmstadts entfernt. Über öffentliche Verkehrsmittel ist das Waldgebiet zeitnah und verkehrsgünstig zu erreichen. Das naheliegende Jagdschloss Kranichstein ist ein beliebtes Ausflugsziel. Von dort führt ein Lehrpfad zur Jagdgeschichte in das Wildschutzgebiet. Zwei regionale und überregionale Wanderwege führen – quasi als „Transitstrecken“ – quer durch das Wildschutzgebiet. Im Sommer werden diese zwei Waldwege zahlreich von Radfahrern befahren, um vor allem einen nahegelegenen Waldbadesee zu erreichen.

1991 erfolgten im Rahmen einer wildökologischen Studie Beobachtungen zu dem Besucheraufkommen (Simon 1992):

Bereits 1991 wurden im Wildschutzgebiet an Sonn- und Feiertagen bis zu 50 Waldbesucher pro Stunde auf den Hauptwegen im Spätsommer gezählt. An Wochentagen waren es im Sommer tagsüber dagegen selten mehr als zehn Waldbesucher pro Stunde. Erst in den Nachmittags- und frühen Abendstunden unter der Woche stiegen die Zahlen bis auf 20 Besucher pro Stunde an. Die besonders empfindlichen Störungen liegen jedoch jenseits der Tagesstunden. Durch Radfahrer in der Morgendämmerung auf dem Weg zur Arbeit und Badegäste des nahegelegenen Waldsees gab es in den Sommermonaten wenige, dafür aber umso empfindlicher störende Waldbesucher von Mitternacht bis Sonnenaufgang.

Das Wildschutzgebiet wird als stadtnahes Waldgebiet aufgrund seiner Lage und der ästhetisch attraktiven alten Laubwaldbestände, Eichen- und Kastanienalleen von Waldbesuchern als Freizeit- und Naherholungsgebiet in hoher Zahl frequentiert. Es war deshalb vordringlich, größere, störungsarme Waldflächen mittels einer unauffälligen, aber wirksamen Besucherlenkung und Wegeberuhigung zu erhalten bzw. zu schaffen, um die Beunruhigung von Wildtieren zu reduzieren. Als Leitart für eine erfolgreiche Störungsreduzierung und Lebensraumberuhigung war der Rothirsch besonders gut geeignet, da die Wildart einerseits sehr sensibel auf Störungen reagiert, sich andererseits aber

auch sehr schnell an ungefährliche Störungen gewöhnen kann (vgl. Haller 2002; Petrak 1996; Simon et al. 2004).

Auf den gut ausgebauten Waldwegen kann der weitest- aus größte Teil der Besucher – Spaziergänger, Radfahrer, Jogger u.a. – gebündelt und gelenkt werden. Durch eine attraktive Gestaltung des Weges entlang der Wegräume, dem Freistellen alter Eichen oder Eichengruppen mit zum Teil weiten Blicken in das Waldesinnere sowie Sitzgruppen und Bänken an einigen schönen Waldorten erhöhte sich die Attraktivität und Akzeptanz solcher Hauptwege zusätzlich. Der am Jagdschloss beginnende jagdhistorische Lehrpfad unterstützt die Besucherbündelung in gelungener Weise: Der Lehrpfad führt entlang des Hauptwanderweges ins Wildschutzgebiet hinein, streift dabei drei größere Waldwiesen, führt zu einer Wildbeobachtungsstation an der Rottwiese und geleitet schließlich nach etwa zwei Kilometern wieder aus dem Wildschutzgebiet heraus.

Mehrere Nebenwege wurden durch Wegeberuhigung unattraktiv gestaltet, wodurch der Hauptstrom der Besucher auf den Hauptwegen verbleibt. Das jetzige Wegenetz im Wildschutzgebiet Kranichstein mit aktuell 15 lfm/ha wurde bereits vor etwa 15 Jahren im oben skizzierten Sinne in seiner Gestaltung begonnen, sodass die Belange Freizeit- und Erholungsnutzung sowie störungsarme Waldbereiche und Wildruhezonen im Gebiet schon weitgehend optimal aufeinander abgestimmt wurden.

Erfolge durch die Wegelenkung und Lebensraumberuhigung waren bereits im Sommer 1991 deutlich zu erkennen (Simon 1992):

In den Sommermonaten traten Einzeltiere oder Rudelverbände von Rothirschen oder Damhirschen während einer ersten größeren Äsungsphase in der zweiten Hälfte des Tageszyklus bereits am späten Nachmittag auf die Wiesen aus: Ein regelmäßig belaufener Hauptwaldweg, die Kernschneise, quert vom Jagdschloss herkommend das Wild-

schutzgebiet und verläuft dabei mitten durch die Hengstriedwiese, eine ca. 8 ha große Waldwiese. Ab 17:00 Uhr (Sonnenuntergang 21:30 Uhr) waren trotz Besucherfrequentierung des Waldweges regelmäßig äsende Tiere auf der Wiese, vor allem Weibchenverbände mit ihren Kälbern oder einzelne Mutterfamilien zu beobachten. Die Tiere hielten sich dabei in Waldrandnähe auf, sodass eine Distanz von mindestens 50 m zu der Kernschneise gewahrt war. Voraussetzung für die Duldung des Menschen auf kurze Distanz ohne Deckung war es, dass der Mensch den Weg nicht verließ. Im Rahmen von 24 protokollierten Mensch-Tier-Begegnungen im Sommer 1991 war es in keinem Fall zu beobachten, dass der Mensch versuchte, sich den Tieren zu nähern bzw. eine stärkere Störung der Tiere provozierte. Vielmehr war es überraschenderweise



Attraktiv gestaltete, gut befestigte Waldwege führen durch das Wildschutzgebiet Kranichstein. Im Bild die Eichenalle entlang der Kernschneise im Verlauf der Hengstriedwiese.



Der Wildbeobachtungsstand an der Rottwiese bietet eine gute Gelegenheit, Rot- und Damwild zu beobachten.

so, dass 12 von 24 Begegnungen ohne Beachtung der Tiere verliefen, obwohl die Tiere auf kurze Distanz sehr auffällig zu erkennen waren.

Entscheidend für das Sicherheitsbedürfnis der Tiere war es, dass „in ihrem Rücken“ keine weiteren Wege verliefen, bzw. keine Störungen zu erwarten waren und der Waldbesucher „vor den Tieren“ auf dem Weg in seinem



Wegeberuhigung: Nach „Wiebke“ wurden im Zuge der Einrichtung von Forstkulturzäunen auch die Spitalschneise durch einen Hordenzaun versperrt. Die so entstandene Sackgasse wurde im weiteren nicht mehr instandgehalten, weder befahren noch belaufen. Heute ist der Zaun abgebaut und der frühere Weg nicht mehr zu erkennen. Insgesamt entstand auf diese Weise ein wegeberuhigter Waldbereich von annähernd 100 Hektar.



Begegnungen mit Wildtieren sind in Kranichstein keine Seltenheit.

Verhalten kalkulierbar blieb. Die Gräben entlang des Weges leiten als imaginäre Grenze den Besucher auf dem Weg, ohne dass die Wiese betreten wird.

Eine Erweiterung der Wildruhezonen durch den Rückbau des Rotsuhlweges, der Höllschneise, der Spitalwiesenschneise und der Rottwiesenschneise ist zu empfehlen (vgl. Grüneklee 1995). Nicht zuletzt das Wegegebot und das Nachtbetretungsverbot haben positive Wirkungen auf die Tagaktivität und Raumverteilung des Schalenwildes gezeigt und sollten daher beibehalten werden (vgl. HMLUF 2000).

Fazit: Von entscheidender Bedeutung für den Erfolg des Lebensraumberuhigungskonzeptes war es, Jagdmanagement und Besucherlenkung so aufeinander abzustimmen und fortlaufend weiterzuentwickeln, dass der Mensch zu einer kalkulierbaren Störgröße wurde (vgl. auch Krug 2001; Petrak 1998; Petrak et al. 2005; Schröder et al. 1986; Simon et al. 2004; Wotschikowsky & Ebert 1999), die es den Tieren erlaubte, auch tagsüber Waldwiesen zur Äsung aufzusuchen und den Menschen auf bestimmte Entfernungen zu tolerieren, solange er auf Waldwegen des regelmäßig belaufenen Wegenetzes unterwegs war.

Erhalt und Wiederherstellung feuchtegebundener Lebensräume

Im Wildschutzgebiet gibt es entlang der Silzaue und zuführender Bachsysteme feuchtegeprägte Wald- und Wiesenlebensräume, die besonders geschützte und seltene Lebensraumtypen beinhalten. Ein wichtiges Entwicklungsziel betrifft daher den Wasserhaushalt von feuchtegebundenen Lebensräumen. Die trockenen Sommer zu



Brunfttrudel am Nachmittag Anfang Oktober auf der Hengstriedwiese. Die Kernschneise verläuft in der oberen Bildhälfte unter der Eichenallee keine 50 m entfernt.

Beginn der 1990er-Jahre hatten im Rhein-Main-Tiefland, so auch in Kranichstein, zu einem Rückgang feuchtegebundener Arten geführt. Insbesondere der Bodenwasserhaushalt der Feuchtwiesen und Feuchtwälder war davon infolge stärkerer Wasserstandsschwankungen betroffen. Schließlich führten Rückgang oder Störungen der Feuchtlebensräume auch zu einer Veränderung der Äsungsverhältnisse. Feuchtlebensräume beherbergen nämlich ein spezifisches Spektrum an Nahrungspflanzen, das den trockeneren Lebensräumen fehlt. Wichtige Nahrungspflanzen wie Gilbweiderich, Blutweiderich, Sumpfpippau, Waldengelwurz, Frauenfarn, Großblütiges Springkraut, Hexenkraut, Wolfstrapp, Winkelsegge, Riesenschwingel, Sumpfdotterblume und viele andere Arten wachsen vorwiegend oder ausschließlich in feuchtegeprägten Lebensräumen. Zudem haben auch Baumarten, die ein hohes vegetatives Regenerationsvermögen besitzen und dadurch auch regelmäßig Stockausschläge ausbilden – Arten wie Flatterulme, Esche, Schwarzerle, Winterlinde und Stieleiche – auf feuchten Standorten ihre Schwerpunktverkommen. Die Triebe der Stockausschläge wiederum sind eine ganzjährig begehrte und in großen Mengen wachsende Äsung der Hirscharten.

Geeignete Maßnahmen zum Wasserrückhalt können im Gebiet vor allem der Grabenanstau in den Bereichen sein, wo trockenwarme sommerliche Wärmeperioden zu einem zu starken Absinken des Grundwasserstandes führen. Diese Maßnahmen haben das Ziel, die Situation der Feuchtlebensräume zu verbessern oder zumindest zu stabilisieren. Im Verlauf der Untersuchungsjahre wurden solche Maßnahmen immer wieder diskutiert und in einigen Fällen auch erfolgreich umgesetzt. Die Beachtung des Wasserhaushaltes von feuchtegebundenen Lebensräumen



Feuchtwälder im Wildschutzgebiet.

als wichtiges Entwicklungsziel erfordert eine regelmäßige Kontrolle der entsprechenden Lebensräume insbesondere nach auftretenden Trockenperioden.

Die Erhaltung und Entwicklung von Feuchtlebensräumen ist primär ein naturschutzfachliches Ziel, das auf die Förderung und Erhaltung von spezifischen Lebensraumtypen abzielt. Darüber hinaus werden aber auch geschützte und bestandsbedrohte Tierarten der Feuchtlebensräume, wie Waldschnepfe, Springfrosch, Grasfrosch, Laubfrosch und Kammmolch, ebenso aber auch Waldfledermausarten, die von dem erhöhten Insektenaufkommen in Feuchtwäldern profitieren (so z.B. Bechsteinfledermaus und Fransenfledermaus), in ihrem Populationsfortbestand unterstützt.

Die bedeutendsten, zu erhaltenden und zu stabilisierenden Feuchtlebensräume im Wildschutzgebiet sind die Erlen-Eschenwälder, z.T. mit ihren kleinräumigen Waldquellfluren, die zahlreichen kleinen Stillgewässer, die feuchten Pfeifengraswiesen, die Waldbinsenwiesen und die Rispenseggenrieder.

5.8 Rotwild jagen: störungsarm und effektiv – Erfahrungen aus dem Bejagungskonzept im Wildschutzgebiet Kranichstein. Empfehlungen für die jagdliche Praxis

Die Bejagung des Schalenwildes im Wildschutzgebiet Kranichstein stellt den Jäger vor eine besondere Herausforderung. Die Jagdausübung muss auf das Verhalten und die Raumnutzung von vier Schalenwildarten abgestimmt werden. Dabei gilt es, die Störwirkung durch die Jagd möglichst gering zu halten. Gleichmaßen wird erwartet, dass der in den vergangenen Jahren enorm gestiegene Schwarzwildbestand effizient und tierschutzgerecht reduziert wird. Die Nähe zur Stadt Darmstadt und der damit bedingte hohe Besucherverkehr erschweren dabei die Jagdausübung. Zudem erwarten viele Waldbesucher, in Kranichstein tagaktives Wild – in ungestörtem Verhalten, in Ruhe äsend – beobachten zu können.

Kurze Jagdzeiten, effektives Jagen, selektiver Abschuss

Oberstes Gebot der Jagdausübung im Wildschutzgebiet Kranichstein ist es daher, den Jagddruck bei einer effektiven Abschussplanerfüllung so gering wie möglich zu halten. Als Resultat sind heute alle im Gebiet vorkommenden Schalenwildarten tagaktiv. Neben Maßnahmen der Lebensraumgestaltung, Wegereduktion und Einrichtung

von Wildruhebereichen hat sehr entscheidend vor allem das jagdliche Verhalten dazu beigetragen. Erfahrungen aus der jagdlichen Praxis und Empfehlungen konzentrieren sich in diesem Kapitel auf das Rotwild. Es ist in Regionen mit mehreren Schalenwildarten in der Regel die Leitjagdart, nach der die Jagdausübung in Raum und Zeit ausgerichtet wird (vgl. Simon & Kugelschäfer 1998; Simon & Lieser 2004; Wotschikowsky & Simon 2002). Jagdpraktische Erfahrungen zur Schwarzwildbejagung sind in Ergänzung im Kap. 4.2.4 aufgeführt.

Die Jagdmethode im Wildschutzgebiet Kranichstein ist eine intervallartige Ansitzjagd, die durch eine Bewegungsjagd im Spätherbst ergänzt wird. Gejagt wird in kurzen, bis zehntägigen Zeiträumen in Intervallen vor und nach der Brunft. Die Jagd endet vor Weihnachten. Abschüsse unter den Rot-Altieren, Dam-Altieren und Bachen erfolgen dabei selektiv. In den höheren Altersklassen im Kahlwildabschuss werden bevorzugt Alttiere erlegt, die auffallend störanfällig sind. Dagegen werden nach Möglichkeit Alttiere geschont, die vertraut sind und z.B. besonders früh am Abend bereits Waldwiesen aufsuchen. Der selektive Abschuss ist keineswegs einfach und setzt eine hohe Erfahrung im Umgang mit den Tieren, eine gute Beobachtungsgabe, individuelles Erkennen einzelner Alttiere und natürlich eine hinreichende Revierkenntnis voraus. Um eine möglichst hohe Effektivität bei der Jagd zu erreichen, orientieren sich die Jagdintervalle an den verhaltensbedingten Phasen hoher Beobachtbarkeit. Dabei werden die Jagdintervalle bei geeignetem Wetter, jedoch innerhalb eng gesteckter zeitlicher Grenzen, flexibel gehalten. Gejagt wird konsequent nur bis zum Einbruch der Dunkelheit bzw. bei Anbruch des Tages. Die Windrichtung wird bei der Auswahl der Ansitzmöglichkeiten sorgfältig berücksichtigt. Ein gepflegtes und logistisch gut durchdachtes Pirschwegenetz ermöglicht ein lautloses Angehen und Verlassen der Ansitze. Voraussetzung für hohen Jagderfolg bei geringer Störwirkung ist,

dass die Jagd nahezu ausschließlich durch einen einzigen jagdpraktisch versierten und im Revier erfahrenen Jäger durchgeführt wird. Der Abschuss durch Jagdgäste auf der Einzeljagd ist aus oben genannten Gründen die Ausnahme. Im Rahmen der Bewegungsjagd und eines gemeinschaftlichen Abendansitzes im August werden Jagdgäste in das Jagdgeschehen integriert.

Auf Kirrungen wird ausnahmslos verzichtet. Nachtjagd auf Schwarzwild ist die Ausnahme, nicht die Regel. Bei starken Wiesenschäden werden Sauen nachts auf den Wiesen vom Ansitz aus gejagt. Dabei gilt es, möglichst viele Tiere aus der Rotte zu erlegen. Da die Jagd nur in Ausnahmen ausgeübt wird, bleibt sie sehr effektiv und störungsarm (siehe auch Kap. 4.2.4). Der überwiegende Schwarzwildabschuss wird nach Sonnenaufgang und vor Sonnenuntergang in den Altholzbeständen vom Ansitz aus und im November im Zuge einer einzigen Bewegungsjagd erreicht.

Die Strategie der Rehwildbejagung klingt einfach, bedarf in der Praxis jedoch größerer Anstrengungen: Rehe werden – unter Berücksichtigung der übrigen Schalenwildarten – vor allem in den Randbereichen geschossen.

Alle Schalenwildarten werden ausschließlich vom Ansitz aus bejagt, die Pirschjagd wird nicht ausgeübt.

Jagen im Intervall

Der erste Intervalljagdzeitraum reicht vom 1.5.–31.5. In dieser Zeit werden männliches Rehwild und Schmalrehe bejagt, bei sich bietender Gelegenheit auch Schwarzwild. Diese erste Intervalljagdphase konzentriert sich räumlich in der Peripherie des Wildschutzgebietes und auf Kulturlflächen auf insgesamt 170–250 ha (30 % bis max. 50 % der Fläche des Wildschutzgebietes). Bereiche, in denen sich Rot- oder Damwild zu dieser Zeit meist sehr standorttreu aufhält, werden bewusst gemieden.

Der zweite Intervalljagdzeitraum beginnt am 1.8. und endet um den 10.9. mit Beginn der Rothirschbrunft. Anfang August wird gezielt auf Rotwild gejagt. Dabei werden bevorzugt Einzeltiere bzw. Jungtiere (bei Gelegenheit und Notwendigkeit auch Kälber gemeinsam mit dem Muttertier) aus Mutterfamilien (Alttier-Schmaltier/Schmalspießerkalb) erlegt. Nach dem Schuss wird mindestens 30 Minuten gewartet, bevor das Stück geborgen wird. Wurde ein Kalb erlegt, so lässt sich meist beobachten, dass junge Alttiere (bis maximal zum Alter von vier Jahren) beim Abschuss ihres Kalbes



Der gemeinsame Abschuss von Kalb und Alttier gelingt nicht immer. In Kranichstein werden Dubletten vor allem vor der Brunft geschossen (Aufnahme: Dublette im November, Eifel).

noch einmal verhoffen oder sogar versuchen, das Kalb wieder zum Aufstehen zu bewegen. In diesem Moment besteht die Möglichkeit, auch das Muttertier zu erlegen. Ältere Muttertiere, die bereits mehrfach ihr Kalb durch Abschuss verloren haben, reagieren meist völlig anders. Bricht ihr Kalb im Schuss zusammen, flüchten sie ohne zu zögern in Deckung. Die Erlebnisse der Vorjahre haben sie gelehrt, dass ihr Kalb nicht mehr aufsteht. Die Erfahrungen zeigen, dass ältere Alttiere noch bis zu 80 Minuten in Deckung nahe des Abschussortes verhoffen und einige dabei auch anhaltend schrecken. Der Abschuss älterer Alttiere in Verbindung mit dem Kalb gelingt so nicht.

Der selektiv geführte Abschuss von Alttieren kann erheblich zu einer besseren „Vertrautheit“ (höhere Tagaktivität, tagaktives Beäsen offener Flächen, geringe Störanfälligkeit) des Rotwildes beitragen, gleichermaßen jedoch auch – falsch ausgeübt – das „Heimlicher werden“ (hohe Nachtaktivität, Meiden offener Flächen, hohe Störanfälligkeit, Raumnutzung vor allem in sichtdichten Einständen) stark fördern. Hochgradig kontraproduktiv im Sinne dieser Zielsetzung ist z.B. der Abschuss jener Alttiere, die bereits sehr früh bereit sind, auf Äsungsflächen auszutreten. Über Jahre hinweg durchgeführt, „erzieht“ man sich „heimliches Wild“ (vgl. Drechsler 1998). Vielmehr ist es sinnvoll, besonders störanfällige Tiere, die meist das gesamte Rudel beunruhigen, möglichst bald zu erlegen, wie das Beispiel eines durch eine besondere Fellzeichnung eindeutig erkennbaren Alttieres in Kranichstein zeigt:

Bereits als Kalb und als Schmaltier machte ein junges weibliches Tier durch sehr nervöses, übervorsichtiges Verhalten auf sich aufmerksam. Beim Abschuss seines ersten Kalbes als zweijähriges Alttier sprang es sofort ab, suchte allerdings noch 24 Stunden nach dem Abschuss des Kalbes im angrenzenden, sichtdichten Waldbestand nach seinem Kalb. Nach dem Tod des Kalbes wurde das Tier noch vorsichtiger. Mittlerweile achtjährig, trat das Alttier – wenn überhaupt – erst sehr viel später aus als das übrige Rudel, während sein Kalb beim übrigen Verband bereits längere Zeit auf der Waldwiese stand. Bei einer möglichen Gefahrenquelle flüchtete das Alttier sofort. Eine gezielte Erlegung dieses „nervösen“ Alttieres ist bisher trotz großer Anstrengungen nicht gelungen. Die Mutter dieses Alttieres ist noch am Leben und zeigt ein genau gegenteiliges Verhalten. Ihre Fluchtdistanz zum Beispiel ist sehr gering.



Reife Hirsche werden in Kranichstein erst nach der Brunft bejagt, um den Waldbesuchern eine möglichst eindrucksvolle Beobachtung der Brunft zu ermöglichen.

Im Verlauf des August schließen sich mit dem Kräftigerwerden der Kälber die einzelnen Mutterfamilien des Rotwildes häufiger zusammen, die Rotkahlwildrudel werden dadurch größer. Der Schuss ins große Rudel sollte jetzt – wie überhaupt – die Ausnahme sein, um den Überlebenden im Rudel keine negativen Jagderfahrungen zu vermitteln.

Richtet sich die gesamte Jagdausübung im Revier konsequent an den hier geforderten Verhaltensweisen des Jägers aus, ist es ausnahmsweise auch möglich, Ende August/Anfang September aus größeren Rudeln (drei bis vier Mutterfamilien) Kälber herauszuschießen. Die Erfahrungen in Kranichstein haben gezeigt, dass sich der Aktionsradius des verbliebenen Rudels nur unwesentlich ändert und die Tagaktivität nicht beeinflusst wird. In der Regel ist der Schuss ins große Rudel nicht notwendig, wenn frühzeitig mit dem Abschuss begonnen wird.

Sauen, Rehe, Dam-Schmalspießer und Dam-Schmaltiere werden in diesem Jagdintervall bei sich bietender Gelegenheit ebenfalls erlegt.

Ab September werden auch Damkälber, Dam-Alttiere und Damhirsche bejagt.

Bis zur Rotwildbrunft ist in der Regel der Rotwildabschuss, in manchen Jahren auch der Damwildabschuss, erfüllt. Die Jagd kann sich jetzt auf den Abschuss reifer Hirsche konzentrieren, der in Kranichstein aus Gründen eines lebhaften Brunfterlebnisses für Besucher erst nach der Brunft stattfindet. Das Brunftgeschehen wird

durch den von August bis Anfang September getätigten Kahlwildabschuss nicht beeinflusst. Bemerkenswert ist eine jährliche Verlagerung der Brunftplätze, die jedoch unabhängig vom Abschuss erfolgt. So war 1997 trotz des im August getätigten Kahlwildabschlusses eine spektakuläre Brunft an der Hengstriedwiese zu beobachten. Sechs Mutterfamilien standen über den gesamten Verlauf der Brunft mit einem Hirsch zusammen. Die Raum-Zeit-Nutzung war während der Brunft sehr konstant. Bereits gegen 20:00 Uhr abends traten die Tiere auf die Hengstriedwiese aus und zogen häufig erst gegen 10:00 Uhr morgens wieder in die Waldbestände. Die Darmstädter Bevölkerung nahm an dem Brunftgeschehen in diesem Jahr – aufgrund der hier gegebenen sehr guten Beobachtbarkeit von Wegen aus – regen Anteil. Die Besucher und Wildbeobachter blieben dabei auf den Wegen, wodurch die Brunft auf geringe Entfernungen von 80–100 m erlebbar und in ihrer Raum-Zeit-Konstanz erst möglich wurde.

Der dritte Intervalljagdzeitraum dauert vom 15.10.–31.12. Angestrebt wird ein Beginn dieser Jagdphase erst nach Ende der Pilzsaison, einmal um den bereits vorhandenen Störungsdruck durch Pilzsucher nicht noch weiter zu verschärfen, zum anderen, um größtmögliche Sicherheit zu wahren. In diesem letzten Intervall wird der noch verbliebene Schalenwildabschuss, der sich jetzt vor allem auf Schwarzwild konzentriert, getätigt. Im Verlauf der Damhirschbrunft werden reife Damschaufler geschossen (sofern es die Freigabe erlaubt).

Der letzte Rotwildabschuss ist zu diesem Zeitpunkt bereits vor vier bis sechs Wochen getätigt worden. Das Rotwild verhält sich nun beim Abschuss der übrigen Schalenwildarten erstaunlich „dickfellig“. Entscheidend für dieses Verhalten sind dabei die Erfahrungen der Alt-



Auch der Abschuss des Damwildes findet nach Möglichkeit vor der Brunft statt. Mit dem Fruchtfall von Eicheln und Bucheckern wird die Bejagung anderenfalls sehr schwierig. Lediglich reife Schaufler werden im Spätherbst noch bejagt.

tiere aus den vorangegangenen Jahren, die zeigen, dass mit Beginn der Brunft jagdlich keine Gefahr mehr droht. Der insgesamt geringe Feind-(Jagd-)druck äußert sich jetzt in der Möglichkeit, Kahlwildrudel im Spiel (meist sind es Renn- und Nachlaufspiele) auf den Waldwiesen zu beobachten. Auch das beobachtbare Komfortverhalten nimmt zu: Bei warmer Witterung werden die Suhlen auf den Waldwiesen vom Kahlwild gerne und intensiv angenommen.

Spielen und Suhlen sind grundsätzlich fester Bestandteil im Verhaltensrepertoire des Rotwildes, äußern sich jedoch nur – und das zeigt das Beispiel Kranichstein sehr eindrucksvoll – bei geringem Feinddruck. Bei hohem Jagddruck werden solche Verhaltensweisen zugunsten der Feindvermeidung aufgegeben bzw. verlagern sich in sichtdichte, „feindsichere“ Einstände.

Seit 1998 ereigneten sich im Wildschutzgebiet Kranichstein jedes Jahr Baummasten. Sobald im Herbst die ersten Eicheln fielen, verlagerte vor allem das Damwild seine Raumnutzung in die Altholzbestände. Auf den Waldwiesen waren die Tiere nicht mehr beobachtbar. In den häufig strukturreichen, sichtdichten Altbeständen war eine Bejagung ausgesprochen schwierig, da die Tiere sich jetzt sehr unstedt verhielten. Es bedurfte schließlich bis zu 37 Ansitze, um ein Stück Damwild – meist im Wald – zu erlegen. Der Damwildabschuss wird daher im Schwerpunkt in den Monaten August und September vollzogen. Allein diese Tatsache der sehr zeitaufwändigen, schwierigen und im Ergebnis ineffektiven Bejagung in den Monaten Oktober/November zeigt die Notwendigkeit, möglichst früh mit dem Abschuss zu beginnen.

Fazit: Auch wenn das „Jagderlebnis“ durch die Intervallbejagung reglementiert und aus Sicht mancher Jäger auch geschmälert wird, so überwiegen eindeutig die Vorteile der Intervalljagd. Der Jagddruck wird deutlich verringert, gleichzeitig erhöht sich der Jagderfolg. Alle Schalenwildarten reagieren bereits nach kurzer Zeit mit einem stärker in den Tag verschobenen Aktivitätsrhythmus. Eine bessere Beobachtbarkeit – auch für Waldbesucher –, die stärkere Nutzung offener Waldbestände und der geringere Aufenthalt in sichtdichten („feindsicheren“), dafür aber erheblich schälgefährdeten Dickungen sind gewichtige Resultate eines verringerten Jagddrucks und einer besser kalkulierbaren Störgröße „Mensch“. Letztendlich erleichtern die im Ergebnis daraus resultierenden geringeren Wildschäden das Zusammenleben zwischen Mensch und Wild.

Eine Drückjagd nach Laubfall

Ende November wird eine Bewegungsjagd als Gesellschaftsjagd durchgeführt. Die Jagd findet jedes Jahr am letzten Freitag im November statt und ermöglicht den

rund 50 Schützen damit eine langfristige Terminplanung, gewährleistet vor allem aber auch, dass eine ausreichende Anzahl an geeigneten Hunden an der Jagd teilnehmen kann. Die Sichtverhältnisse in den Waldbeständen sind erst jetzt nach Laubfall für eine solche Jagd geeignet. Meist ist Ende November zudem bereits der erste Nassschnee gefallen, die Vegetation dadurch stärker niedergedrückt. Die Drückjagd ist auf eine Bejagung des Schwarzwildes ausgerichtet. Dabei zeigte sich erstaunlich schnell innerhalb weniger Jahre ein hoher Lerneffekt der Sauen, der den Jagderfolg erheblich schmälerte. Reagiert wurde daher mit einer mehrmaligen Veränderung der Jagdstrategie. Es bedarf mittlerweile sehr hartnäckiger, scharfer Hunde, um die Sauen aus ihren Einständen heraus auf die Läufe zu bringen. Dazu werden die Einstände mit ca. 15–20 Teckeln und fünf bis acht kurzjagenden Wachtelhunden massiv beunruhigt, unterstützt in einigen wenigen Waldbeständen durch Treiber. Gelingt es, die Rotten aus ihren Einständen herauszutreiben, laufen die Sauen, häufig verhoffend, oft sehr lange durch die Waldbestände, bevor sich die Tiere an einem anderen Ort einschließen. Entscheidend für den Jagderfolg ist neben dem jagdlichen Können nun eine sehr ausdauernde, hohe Aufmerksamkeit der Schützen, um eine hohe Strecke zu erreichen.

Rotwild wird auf dieser Jagd nicht freigegeben. Der Abschuss ist zu diesem Termin in der Regel erfüllt. Auch hier ist ein Lerneffekt zu beobachten. Seit Mitte September herrscht Jagdruhe auf das Rotwild. Die Tiere springen jetzt bei der Drückjagd häufig erst kurz vor den Hunden und Treibern auf. Mit Rücksicht auf das Rotwild werden daher nur sehr kurzjagende Wachtelhunde und Teckel eingesetzt, die das Rotwild zwar anjagen, aber es nicht über eine längere Zeit hetzen. In der Regel zieht sich das Rotwild in einen Waldbereich zurück und verbleibt dort auch in den nächsten Tagen. Auf die Tagaktivität hat die

Drückjagd keinen erkennbaren negativen Einfluss. Gleiches trifft bezüglich Jagdfreigabe und Verhalten auch für das Damwild zu.

Frühzeitiges Jagdende bedeutet Winterruhe

Der Stoffwechselhaushalt des Schalenwildes wird nicht allein durch den Witterungsverlauf im Spätherbst und Winter bestimmt, sondern orientiert sich vor allem an der Tageslichtlänge, dem sogenannten photoperiodischen Jahreszyklus. Mit den kürzer werdenden Tagen im Winter reduziert sich der Energieverbrauch und damit der Stoffwechsel in Anpassung an die geringer vorhandene Äsung (Arnold 2004; Arnold et al. 2004). Der Verdauungsapparat der Wildwiederkäuer verändert sich, hier vor allem die Oberflächenstruktur des Pansen. Der Stoffwechsel der Hirscharten reagiert so auf die veränderte Äsungsverfügbarkeit im Winter, die grundsätzlich mehr Rohfaser und weniger Eiweiß beinhaltet (Hofmann 1985).

In Kranichstein wird jagdstrategisch auf das Ruhebedürfnis der Wildwiederkäuer reagiert: Die Bejagung des Schalenwildes endet Mitte bis Ende Dezember. Auf eine zweite Drückjagd im Januar wird seit nunmehr 1997 verzichtet. Einerseits hat sich die zweimalige Beunruhigung derselben Waldgebiete auf die Beobachtbarkeit nachteilig ausgewirkt, wie Erfahrungen zu Beginn der 1990er-Jahre im Gebiet zeigten, andererseits – und das wiegt wesentlich schwerer – wurde der Stoffwechsel durch die Störwirkung der Drückjagd im Winter so stark erhöht, dass die winterliche Ruhephase nachhaltig gestört wurde (vgl. Arnold et al. 2004; Schmidt 1991). Aus Kranichstein liegen hierzu eindrucksvolle Beobachtungen vor, die die Notwendigkeit einer möglichst frühzeitigen Jagdruhe deutlich aufzeigen:



Treffen am Zeughaus vor Beginn der Jagd im Wildschutzgebiet.



Rotwild wird auf der Drückjagd nicht freigegeben.

Bei ungewöhnlich kalten Temperaturen ab Mitte Dezember 1996 von -15°C bis -18°C und Schneehöhen bis 30 cm hatte das Schalenwild seine Aktivität erheblich reduziert. Es waren im gesamten Gebiet Kranichstein so gut wie keine Fährten zu beobachten (gar keine Rot- und Schwarzwildfährten, wenige Dam- und Rehwildfährten). Unter anderen Voraussetzungen (offener Wildlebensraum ohne Außenzaun) wäre eine Abwanderung des Rotwildes angenommen worden. So war jedoch bekannt, dass die Tiere ihre Aktivität kleinräumig begrenzt hatten* ; Eichen- und Buchenmast fehlten, jedoch lag durch den bereits betätigten Holzeinschlag ausreichend Knospensung vor; gefüttert wurde nicht.

Durch die Bewegungsjagd am 10.01.1997 wurden alle Hirscharten schließlich so stark beunruhigt, vor allem aber das Rotwild, dass nachfolgend eine anhaltende deutlich erhöhte Aktivität über den gesamten weiteren Verlauf des Winters beobachtet wurde.

* Im Anschluss an die Jagd erfolgte eine Schneefahrtung, die die Raumnutzung und Ruhelager des Rotwildes in den Tagen vor der Jagd nachvollzog.

Anhaltende und/oder gravierende Störungen provozieren im Winter erhebliche Energieverluste und machen dadurch eine gesteigerte Äsungsaufnahme notwendig. In der Folge können Winterverbiss an den Gehölzen bzw. die Winterschäle erheblich zunehmen (Petrak 1996). Vor allem die Fichte, die sich im Winter wesentlich leichter als die Buche schälen lässt, ist dann erheblich durch Winterschälungen bedroht (Simon 2003).



Rothirsche drosseln im Winter ihren Stoffwechsel, um möglichst wenig Energie zu verbrauchen.

Ausreichend Naturäsung ohne Winterfütterung

In den klimatisch milden Randlagen des Rhein-Main-Tieflandes bei kollinen Höhenlagen von 150–180m über NN verläuft der Winter im Messeler Hügelland weniger hart als in den Mittelgebirgen. Die durchschnittlichen Lufttemperaturen betragen im Januar $0,5^{\circ}\text{C}$. An höchstens 15 Tagen im Jahr lag im Durchschnitt der letzten 10 Jahre eine geschlossene Schneedecke von 10 cm Höhe. Der erste Frühfrost fällt auf den 1. Dezember, der letzte Spätfrost auf den 9. April. Damit ist die Anzahl der Frost- und Schneetage sowie die Schneehöhe geringer als im Mittelgebirge. Die Vegetationsperiode beginnt am 25. April und endet am 15. Oktober (Dauer: 165 Tage). Definiert wird die Vegetationsperiode dabei durch eine mittlere Tagestemperatur von 10°C . In Kranichstein beginnt die Vegetationsperiode folglich zwei bis drei Wochen früher als z.B. in den Höhenlagen der nordhessischen Mittelgebirge, die Bodenvegetation ist infolge nur weniger bzw. fehlender Schneetage auch im Winter meist uneingeschränkt erreichbar, die Brombeere als bedeutende Winteräsungspflanze bietet quantitativ wie qualitativ eine hervorragende Äsung. Diese im Gebiet bedeutendste Äsungspflanze erlitt seit 1990 nur in zwei Wintern stärkere Rückgänge durch Frost. Insgesamt gelang der Brombeere jedoch, bedingt durch die Sturmwurfereignisse 1990 im gesamten Gebiet eine starke Ausbreitung, an der auch die frostbedingten kurzzeitigen Rückgänge nichts änderten. Damit haben sich die Äsungsverhältnisse bei klimatisch zunehmend milderer Wintermonaten seit 1990, deutlich verbessert. Neben der Brombeere bieten vor allem die wintergrünen Blätter der Rasenschmiegle und der Winkelsegge, die Wedel des Dornfarns und die trockenen Blätter des Pfeifengrases neben Eicheln,



Schneereiche Winter sind in Kranichstein die große Ausnahme. Schwarzwildwechsel bei einer Schneelage von 0,5 Meter.

Bucheckern und Gehölztrieben die hauptsächliche Winteräsung in den Waldbeständen. Im zeitigen Frühjahr mit der Buschwindröschenblüte sind die neu austreibenden Blätter der Weißen Hainsimse, der Waldhainsimse, des Pfeifengrases und der Rasenschmiele neben den Wiesengräsern und -kräutern eine besonders begehrte Äsung.

Die Naturäsung ist in Kranichstein in den Wintermonaten vollkommen ausreichend. Eine entscheidende Rolle spielt dabei jedoch die waldbauliche Gestaltung der Waldbestände (vgl. Kap. 4.5; Kap. 4.6; Kap. 5.1; Kap. 5.6), die Jagdruhe (vgl. Kap. 5.7), die Wegeführung und Lebensraumberuhigung (vgl. Kap. 5.1; Kap. 5.6). Der Winterverbiss an den Gehölzen gefährdet die waldbaulichen Ziele nicht (vgl. Kap. 4.3; Kap. 5.1; Kap. 5.3; Kap. 5.6). Auf eine Winterfütterung wird daher seit 1991 verzichtet. Anbieten würde es sich, das Heu der kleineren Wiesen, die nicht an Pferdehalter verpachtet sind, in den Waldsäumen entlang dieser Wiesen nach der Mahd aufzuständern. Das Heu besitzt eine gute Qualität, wird jedoch in der Regel nur in frostreichen Phasen von Rot- und Damwild angenommen.

Jagd an Wildwiesen: Jagdruhe oder Schwerpunktabschuss?

In der Mehrzahl der Hochwildreviere wird der Abschuss vor allem an Wildwiesen im Wald erfüllt. Hieraus ist inzwischen in nicht wenigen Revieren ein massiver Konflikt erwachsen. Ursprünglich wurden Wildwiesen mit dem Ziel angelegt, vor allem dem Rotwild in ungestörten Einständen auch während des Tages eine ausreichende Äsungsaufnahme zu ermöglichen und so Verbiss- und Schältschäden in den umliegenden Waldbeständen zu

vermeiden oder zumindest zu verringern. Der Jagddruck auf Rotwild auf solchen Wildwiesen und die gleichzeitige jagdliche Nutzung vieler dieser Äsungsflächen als Kirrstelle für Schwarzwild haben erhebliche Störwirkungen in den Einständen, vor allem durch die nächtliche Ansitzjagd auf Schwarzwild mitverursacht (Simon & Kugelschafter 1998). Störwirkungen in der Nacht von 300–500 m um die Kirrstelle sind eher die Regel als die Ausnahme (Pettrak 1996). Um den eigentlichen Zweck von Wildwiesen, nämlich die weitgehend ungestörte Äsungsaufnahme, zu realisieren, muss zumindest an einigen Wildwiesen Jagdruhe gelten, vor allem aber müssen die Kirrstellen in die Peripherie bzw. außerhalb der Einstandsgebiete gelegt werden. Grundsätzlich ist dabei die Notwendigkeit und Anzahl von Kirrstellen selbstkritisch zu überprüfen. Die Anlage der Kirrstellen sollte im Übrigen in Abstimmung mit den jagdlichen Nachbarn erfolgen, um effektive Jagdstrecken zu erreichen und unnötige Konflikte zu vermeiden (vgl. Simon & Lieser 2004). Hessen hat vor dem Hintergrund dieser Problematik im Oktober 2005 mit einer geänderten Verordnung zur Wildfütterung reagiert und begrenzt die Zahl der Kirrstellen in Rotwildgebieten durchschnittlich auf eine Kirrstelle pro angefangene 250 ha bejagbare Fläche und empfiehlt die Einrichtung abseits der Äsungsflächen (HMULV 2006).

Im Rahmen der Jagdreviergestaltung gilt in Waldrevieren die Empfehlung, auf mindestens 2 % der Revierfläche Wildwiesen zu unterhalten (Pettrak 2000; Ueckermann 1981; Ueckermann & Scholz 1988). Im Wildschutzgebiet Kranichstein umfassen Wiesen 10 % des Lebensraumes. Insgesamt verteilen sich 13 unterschiedlich große Wiesen mit einer Gesamtfläche von 52 ha im Wildschutzgebiet. Einige wenige Wiesen werden bejagt, andere Wiesen sind gleichzeitig konsequent behandelte jagdliche Ruhezonon.

Tabelle 82: Die Wiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein

Wiese	Flächengröße [ha]
Rottwiese	13,4
Kernwiese	10,9
Hengstriedwiese	6,9
Kühruhwiese	6,5
Kuhhirtwiese	2,1
Spittalwiese	2,0
Stadtförsterwiese	1,7
Höllwiese	1,8
Wannemacherwiese	1,0
Ganswiese	0,9
Hammenhanswiese	0,7
Schwarzwiese	0,6
Rotsuhlwiese	0,3



Auf einer Waldwiese tagsüber äsendes und ruhendes Damwild.

Die Attraktivität der Wiesen erleichtert den Rotwildabschuss erheblich und erlaubt zeitlich eng komprimiert die Abschusserfüllung. Dem liegt ein optimal abgestimmtes Lebensraummanagement zugrunde: Die Mahdtermine der Wiesen sind so koordiniert, dass sie naturschutzfachlichen Anforderungen genügen und gleichermaßen im August äsungsattraktiven Aufwuchs bieten. Frühester Mahdzeitpunkt ist der 01.07. Spätestens ab einem Aufwuchs von ca. 20 cm sind die gemähten Wiesen erneut besonders äsungsattraktiv. Die hohe Anziehungskraft der Wiesen fällt gewollt mit dem Jagdbeginn im August zusammen. Der Abschuss erfolgt störungsarm und selektiv, sodass die Wiesen ihre hohe Attraktivität für Rotwild in der Regel beibehalten. Die Jagdruhe in den Wochen zuvor hat schließlich im August zu dem gewünschten Erfolg einer meist kalkulierbaren Raum-Zeit-Nutzung des Rotwildes geführt, sodass der Abschuss in wenigen Tagen vollzogen werden kann.

Die Jagd an Wildwiesen kann sehr effektiv sein, wenn die noch hohe Äsungsattraktivität der Wiesenvegetation im August genutzt wird. Die Jagdausübung darf dabei das Ziel der weitgehend ungestörten Äsungsaufnahme auf Wildwiesen jedoch nicht in Frage stellen.

Der Damwildabschuss dagegen gestaltet sich durch den späten Jagdbeginn auf Alttiere und Kälber ab 1. September meist sehr zeitaufwändig, da die Eichelmast in den Waldbeständen jetzt wesentlich attraktiver ist als die Wiesenvegetation.

Zunehmend erschwerend kommt in den Waldbeständen der aufwachsende Dichtschluss der Naturverjüngung hinzu.

Hohe Störwirkung durch Frühsommerbejagung

Die Jagd im frühen Sommer provoziert in den Rotwildeinständen erhebliche Störungen. Mit Blick auf die Jagdzeiten kollidiert die Rehbock- und Schmalrehbejagung im Mai mit den Kälbergeburten des Rotwildes. Gleich-



Mit der Geburt ihrer Kälber werden die Alttiere sehr sensibel gegenüber Störungen.

maßen konfliktträchtig ist die ab Juni bzw. Juli mögliche Bejagung von Rotschmaltieren und -schmalspießern.

In Kranichstein lässt sich beobachten, dass etwa bis Mitte Mai die inzwischen hochträchtigen Rot-Alttiere eher träge auf Störungen reagieren, die Störanfälligkeit insgesamt zu dieser Zeit überraschend gering ist. Ähnlich reagiert das Damwild. Dieses Verhalten ändert sich jedoch grundlegend, nachdem die Rot-Alttiere Mitte bis Ende Mai ihre Kälber gesetzt haben. Ab diesem Zeitpunkt reagieren die Muttertiere äußerst sensibel auf jede Form der Störung. Während dieser hochsensiblen Phase der Setzzeit und bis zu acht Wochen danach (!) unterbleibt in Kranichstein daher jede Form der Jagdausübung.

Zwei Beobachtungen sollen die hohe Störanfälligkeit von führenden Rot-Alttieren deutlich machen:

Ende Mai wurde an der Höllwiese eine Jagdkanzel besetzt. Trotz für den Jäger günstiger Windverhältnisse konnte beobachtet werden, wie ein Rot-Alttier mit tiefer Nase – wie ein nachsuchender Hund – dem Pirschpfad, der vor mehr als zwei Stunden begangen worden war, über 20 Minuten bis fast zur Kanzel bewindend folgte. Plötzlich verließ das Tier den Pirschpfad, trat auf die Höllwiese aus, holte sehr rasch sein in der Wiese abgelegtes Kalb und verschwand sofort wieder im Waldbestand.

Rehbockjagd Anfang Juni. Bereits beim Angehen zum Ansitz wurde ein Rot-Alttier „übersehen“ und erheblich gestört. Das in der Nähe des Pirschpfades im dichten Waldbestand stehende Tier schreckte anhaltend über 25 Minuten. Daraufhin reagierte ein zweites Alttier, das rund 250 m entfernt, nicht sichtbar im Waldbestand stand, mit länger andauerndem Schrecken. Dieses Tier hatte zuvor das Anfahren und Aussteigen aus dem Auto „ausgehalten“ und schien anfangs wenig gestört. 40 Minuten nach dem Aufbaumen – beide Alttiere waren nun nicht mehr zu hören – wurde ein Rehbock erlegt. Sofort begann das eingangs gestörte Alttier wiederum anhaltend zu schrecken. Das Tier hatte die ursprüngliche Stelle in der Nähe des Pirschpfades bis dahin nicht verlassen.

Die Verhaltensbeobachtungen zeigen sehr eindrücklich, wie intensiv in dieser Phase das Verhalten des Menschen wahrgenommen wird, auch wenn der Mensch glaubt, sich unbemerkt im Lebensraum des Rotwildes zu bewegen. Die Rehwildbejagung sollte deshalb in dieser Zeit unbedingt außerhalb der „Kälberstuben“ liegen. Auf die Bejagung einjährigen Rotwildes kann in dieser Phase gänzlich verzichtet werden. Erfahrungsgemäß wird in den Monaten Juni und Juli nur ein Bruchteil der Gesamtjahresstrecke an Rotwild erlegt. Der Abschuss steht dabei in keiner Relation zur Störwirkung! Alternativen im zeitlichen Abschussvollzug wurden bereits aufgezeigt.

6 Ausblick

Mit dem Abschluss des Lebensraumgutachtens liegt nun mit diesem Forschungsbericht eine repräsentative und für Hessen umfassende Studie zur Wechselwirkung zwischen Schalenwild und Vegetation vor. Die Ergebnisse sind sowohl für die Praxis der Forstwirtschaft als auch der Jagd- und Wildbewirtschaftung von Bedeutung. Für den Naturschutz zeigen sich bemerkenswerte Wechselwirkungen zwischen wildlebenden Huftieren und den Wald- und Wiesenlebensräumen.

Das Wildschutzgebiet Kranichstein war in den vergangenen 20 Jahren ein außergewöhnliches Freilandlabor, in dem optimale Ausgangsbedingungen für eine intensive Praxisarbeit genutzt wurden. Der Kenntnisstand befindet sich dadurch heute auf einem außerordentlich hohen Niveau. Das wertvolle Material sollte gepflegt und durch weitere Untersuchungen ergänzt werden.

Im Jahr 2004 wurden alle Weiserflächen überholt und instandgesetzt. Es bietet sich daher an, das vollständig intakte Netz an Weiser- und Transektflächen weiterhin zu nutzen, um biotische wie abiotische Einflüsse und Konkurrenzsituation zwischen Wild und Vegetation fortlaufend zu dokumentieren.

Das Wildschutzgebiet Kranichstein besitzt darüber hinaus durch detailliert geführte Jagdstrecken- und Wildbeobachtungsbücher hervorragende Grundlagen, die im Lebensraumgutachten begonnenen Arbeiten zur Dynamik und Wechselwirkungen der Wildbestände sowie Fertilität und Reproduktion durch Verhaltensbeobachtungen, Markierung und altersgenaue Jagdstreckenanalysen weiter fortzuführen.

Ideale Bedingungen bieten sich, vor allem das Schwarzwild in seiner Populationsdynamik näher zu betrachten: Nicht nur in Hessen sind die Schwarzwildstrecken seit 1990 erheblich gestiegen. Große Anstrengungen wurden in den vergangenen Jahren landesweit unternommen, um die Schwarzwildbestände zu reduzieren und Wildschäden in der Agrarlandschaft einzudämmen. Umfangreiche Daten wurden seit 1985 zur Intensität und zum Einfluss von Schwarzwildumbruch auf geschützte Wiesengesellschaften in Kranichstein erhoben. Dabei wurde die Umbruchintensität (Häufigkeit und Flächengröße) den Standortverhältnissen (Bodenfeuchte, Nährstoffgehalt) und der Artenzusammensetzung der Wiesengesellschaften gegenübergestellt und die Wiederbesiedlung der Rohböden nach Schwarzwildumbruch dokumentiert. Aufgrund der hohen Bedeutung des Themas unter den Aspekten „Naturschutzfachliche Bewertung von Schwarzwildumbruch in FFH-Wiesenlebensraumtypen“ sowie „Wildschäden auf Wiesen: Ursachen und Vermeidung“ bietet es sich an, die Datenserien unter diesen Gesichtspunkten auszuwerten und fortzuführen.

Durch die nunmehr 20 Jahre andauernde fruchtbare Kooperation zwischen Wildschutzgebietsmanagement im Forstamt Darmstadt und den naturwissenschaftlichen Ökosystemforschungen wurde ein Nutzungs- und Pflegekonsens erreicht, der insbesondere in der Umsetzung des Bejagungskonzeptes und der Waldwiesenpflege als vorbildlich anzusehen ist.

Nach dem gemeinsam erreichten guten Gesamtergebnis geht es in Zukunft darum, keine Verschlechterung im Ökosystem zuzulassen und das wertvolle Gebiet im definierten Sinne weiter zu entwickeln. Dabei muss vor allem eine Übernutzung der Altbaumbestände, insbesondere der Alteichenwälder, ausgeschlossen werden.

Das Wildschutzgebiet Kranichstein bietet sich geradezu als Kernbereich für ein FFH-orientiertes Modellmanagement an, da hier in hervorragender Weise ökologische, forstliche, jagdliche und touristische Zielsetzungen und Maßnahmen in einem Ballungsraum miteinander verknüpft werden können. Es zeichnen sich dementsprechend auch die zukünftigen Forschungsschwerpunkte ab, die auf das vorhandene Datenmaterial und den bisherigen Erkenntnisstand aufbauen können.



Alter Buchenwald im Wildschutzgebiet.

7 Zusammenfassung

Das Wildschutzgebiet Kranichstein ist heute eines von zwei in Hessen noch bestehenden Wildschutzgebieten. Es liegt am Rande des Rhein-Main-Tieflandes im Übergang zum Odenwald nordöstlich von Darmstadt. Bereits seit dem frühen Mittelalter als herrschaftliches Jagdgebiet genutzt, wurde das Gebiet 1955 im Zuge der Abgrenzung von definierten Rotwildgebieten in Hessen und zunehmender Verkehrsdichten in seiner heutigen Größe durch ein Außengatter gezäunt und zum Wildschutzgebiet gemäß §22 HJG erklärt. Im Jahr 1991 wurde durch die Oberste Jagdbehörde des Landes Hessen in Zusammenarbeit mit dem Forstamt Darmstadt und der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung in Bonn ein langfristig angelegtes Forschungsprojekt zur Wechselwirkung Schalenwild und Vegetation in Auftrag gegeben.

Die Schwerpunkte der Untersuchungen betreffen Bestand, Raumnutzung und Verhalten des Wildes, den Willeinfluss auf die Wald- und Wiesenflächen hinsichtlich Verbiss und Schwarzwildumbruch, weitere Einflussfaktoren wie Witterung, Insektenkalamitäten, Boden, Lichtzufuhr, das Nahrungsangebot durch Knospentrieb-äsung nach forstlichen Hiebsmaßnahmen und nicht zuletzt Äsungsbeliebtheit und Verjüngung der verschiedenen Baumarten, insbesondere Eiche, Rotbuche und Hainbuche. Im Ergebnisteil werden Bestandssituation und -entwicklung in den Wald- und Wiesengesellschaften im neunjährigen Untersuchungszeitraum beschrieben, wobei die Wirkungen verschiedenartiger Ökofaktoren beleuchtet werden. Die Schlussfolgerungen betreffen den Einfluss der Schalenwildarten auf die Wald- und Wiesenvegetation, prognostizieren deren zukünftige Entwicklung und empfehlen Ziele für die Pflege und Entwicklung der schutzwürdigen Flächen im Gebiet. Aus den Erfahrungen in Kranichstein werden Empfehlungen zur Wildbewirtschaftung in anderen Gebieten abgeleitet.

Das Untersuchungsgebiet

Das unweit der Stadt Darmstadt nordöstlich liegende Wildschutzgebiet Kranichstein befindet sich im südwestlichen Teil des Naturraumes „Messeler Hügelland“, der naturräumlich schon zum Rhein-Main-Tiefland gehört und auch als hügelige nördliche Fortsetzung des Odenwaldes verstanden wird. Das Gebiet liegt in der kollinen Höhenstufe bei etwa 150 bis 180 m ü. NN und hat eine Größe von 513,1 ha. Davon sind 86% als Waldflächen und 10% als Waldwiesen anzusprechen. Die Sturmwurfereignisse des Jahres 1990 haben zur starken Ausbrei-

tung der vorher nur kleinflächig vorhandenen Waldverlichtungsgesellschaften geführt. Das Wildschutzgebiet ist Bestandteil des Fauna-Flora-Habitat-Gebietes „Kranichsteiner Wald mit Hegbachau, Mörsbacher Grund und Silzwiesen“ (FFH-Gebiet 6018-305, Flächengröße 2.130 ha) mit zahlreichen geschützten Lebensraumtypen und bestandsbedrohten Pflanzen- und Tierarten.

Als Relikt der ehemaligen Rothirschpopulation der Rheinniederung beherbergt es heute das einzige noch existierende Tieflandvorkommen an Rotwild in Hessen. Neben Rotwild leben hier Rehwild und Schwarzwild. Damwild wurde 1981 als vierte Schalenwildart eingebürgert. Naturnahe Laubwälder, vornehmlich Eichen- und Buchenwälder, und große artenreiche Waldwiesen kennzeichnen das Gebiet. Für die Forschung an Wildtieren in Beziehung zu ihrem Lebensraum, eine der wesentlichen Zielsetzungen von Wildschutzgebieten, bietet das Wildschutzgebiet Kranichstein ideale Voraussetzungen.

Die forstliche Nutzung ist seit dem Mittelalter durch die Förderung der Eiche gekennzeichnet. Im spätmittelalterlichen Wildpark Kranichstein wirkte die phasenweise extrem überhöhte Wilddichte zeitweise wie eine intensive Waldweide, was unter weitgehendem Verzicht auf eine geregelte forstliche Nutzung zu hutewaldähnlichen Waldbildern mit alten Rotbuchen und Stiel- und Traubeneichen führte. Dies begünstigte vor allem auch die Hainbuche, während andere äsungsbeliebte Baumarten wie Esche, Flatterulme und Elsbeere im Gebiet relativ selten waren und sind. Nadelgehölze wurden – vorwiegend als Deckung für das Wild – kleinflächig bis 1990 gepflanzt, dabei vorwiegend Fichte und Waldkiefer, selten auch Lärche. Aus forstlich-ökologischer Sicht ist im Wildschutzgebiet heute infolge der konsequenten Anpassung der Wildbestände an die Tragfähigkeit des Lebensraumes die Mehrschichtigkeit zahlreicher Waldbestände hervorzuheben. Laut Gutachten der Forsteinrichtung liegt der Anteil der drei- und mehrschichtigen Bestände bei 63 %, derjenige der einschichtigen Reinbestände nur bei 1 %. Infolge langjähriger Förderung der Eiche und Gewährleistung relativ lichter Bestandsverhältnisse ist die Baumartenvielfalt im Gebiet hoch: Mehr als 80 % der Bestände weisen mindestens vier Baumarten auf. Von Natur aus würde schattiger Hainsimsen-Buchenwald und die Rotbuche als Hauptbestandsbildner in weitgehend baumartenarmen Beständen den größten Teil des Gebietes beherrschen. Die Bestockungsverhältnisse zeigen vor allem im Altersklassenbild das Vorherrschen der Eiche (62 % der Bestandsklassen) und den hohen Anteil von Altbeständen.

Methoden

Basierend auf vegetationskundlich-wildbiologischen Grunddatenerhebungen im Rahmen des „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“ wurden im Winter 1991/92 neun repräsentative Weiserflächenpaare in naturnahen Laubwaldbeständen sowie vier repräsentative Weiserflächenpaare auf der größten und standörtlich reichhaltigsten Wiese des Wildschutzgebietes eingerichtet. Im Jahr 1996 folgte die Einrichtung drei weiterer Weiserflächenpaare auf Sukzessionsflächen der Sturmwürfe des Spätwinters 1990. Ziel war die Beobachtung der Entwicklung und Analyse der Wechselwirkungen zwischen den vier im Gebiet lebenden Schalenwildarten und der Vegetation.

Im Verlauf des neunjährigen Monitorings erfolgten in den Jahren 1992–2000 528 Vegetationsaufnahmen (Methode nach Braun-Blanquet), 326 Gehölzaufnahmen (Höhenwachstum und Artenzusammensetzung der Baumverjüngung) und 254 Verbissaufnahmen (Schalenwildverbiss an Gehölzen und Bodenvegetation). Ergänzt wurden die vegetationskundlichen Arbeiten durch mehrere 1000 Stunden umfassende Verhaltensbeobachtungen des Schalenwildes (Verhaltensprotokolle in Form eines Wildtagebuchs).

Die neun Weiserflächenpaare mit jeweils 100 m² Flächengröße im Wald wurden jedes Jahr im Mai und im September hinsichtlich Vegetation und Wildverbiss aufgenommen. Zusätzlich wurden 1999 sieben 50-Meter-Transekte in den stärker feuchtegeprägten Waldgebieten angelegt, die 1999 und 2000 jeweils einmal unter den Aspekten Gehölzentwicklung und Wildverbiss aufgenommen wurden (Umfang insgesamt: 324 Vegetationsaufnahmen, 266 Gehölzaufnahmen, 176 Verbissaufnahmen). Die drei Weiserflächenpaare auf den Sturmwurfflächen mit jeweils 100 m² Flächengröße wurden ab 1996 jedes Jahr ebenfalls im Mai und im September aufgenommen (Umfang: 60 Vegetationsaufnahmen, 60 Gehölzaufnahmen, 30 Verbissaufnahmen). Die vier Weiserflächenpaare auf den Waldwiesen mit jeweils 25 m² Flächengröße wurden ab 1992 jedes Jahr einmal im Juni/ Juli aufgenommen (Umfang: 144 Vegetationsaufnahmen, 62 Verbissaufnahmen).

Ergänzende Datenaufnahmen erfolgten zu den Themen Baummast und Kronentriebäsung nach Holzeinschlag. Daten zum Umfang forstwirtschaftlicher Hiebsmaßnahmen, Eintragungen aus den Wildtagebüchern und die Jagdstrecken wurden ausgewertet. Zum Verständnis der Wechselwirkungen im Ökosystem Wildschutzgebiet Kranichstein wurden auch allgemeine ökologische Grundlagen wie Geologie, Boden und Klima sowie die historische und heutige Nutzung in die Kausalanalyse einbezogen.

Ergebnisse

Jagdkonzept und Lebensraumberuhigung

In den Jahren 1991–2004 wurden im Wildschutzgebiet Kranichstein jedes Jahr zwischen 60 und 140 Stück Schalenwild auf 513 ha Jagdfläche erlegt, das entspricht 15–30 Stück Schalenwild/100 ha Wald. Die Jagdausübung erfolgt als Einzelansitz in wenige Tage andauernden Jagdintervallen, vor allem im August und den ersten beiden Septemberwochen. Ein erstes Jagdintervall im Mai auf Rehwild liegt abseits der Rotwildeinstände und endet, bevor die Alttiere ihre Kälber setzen. Der Abschuss von Rotwild, Damwild und Schwarzwild erfolgt als selektiver Wahlabschuss. Während der Rotwildbrunft wird nur ausnahmsweise gejagt. Starke Hirsche werden mit Rücksicht auf das Brunftgeschehen in der Regel erst nach der Brunft ab Oktober erlegt. Schwarzwild wird überwiegend während der Tagesstunden in lichten Altholzbeständen vom Ansitz aus bejagt. Kirrungen existieren nicht! Nachtjagd wird nur in Ausnahmefällen betrieben, sehr restriktiv gehandhabt und begrenzt sich ausschließlich auf den Abschuss von in den Wiesen brechenden Sauen in Phasen erheblicher Wiesenschäden.

Ende November erfolgt eine Bewegungsjagd, die sich in ihrer Organisation und Durchführung vor allem auf den Abschuss von Schwarzwild konzentriert. Jagdende auf alle Schalenwildarten ist in der Regel vor Weihnachten.

Als weitere entscheidende Maßnahme der Lebensraumberuhigung neben der Art der Jagdausübung erfolgte eine Reduzierung des Wegenetzes auf heute 15 lfm/ha! Sukzessive wurden seit 1990 Nebenwege aus der Nutzung genommen, sodass sich das Wegenetz heute auf wenige Hauptwege, die als Wander- und Radwege beschildert sind, beschränkt.

Die konsequente Umsetzung des Jagdkonzeptes und der Lebensraumberuhigung zeigt sich eindrucksvoll in einer tagaktiveren Lebensweise von Rotwild, Damwild und Schwarzwild. Die Beobachtbarkeit von Rotwild ist in Kranichstein mit der des Damwildes, das allgemein als besonders tagaktives Wild gilt, vergleichbar. Saisonal liegt die Beobachtbarkeit des Rotwildes sogar höher.

Waldwiesen wie auch lichte vegetationsreiche ältere Laubwälder werden als Folge auch tagsüber zur Äsungsaufnahme genutzt. Letztere sind ebenso auch bevorzugte Einstände. Die Äsungsintervalle von Rotwild und Damwild auf den Wiesen erstrecken sich in den Sommermonaten morgens bis in die späten Vormittagsstunden und beginnen abends bereits am späten Nachmittag bzw. am frühen Abend. Seit mehr als zehn Jahren sind keine Schältschäden mehr aufgetreten! Die Winterfütterung wurde 1985 eingestellt.

Äsungsverfügbarkeit und Äsungsaufnahme

Die Ergebnisse der Vegetations- und Verbisserhebungen lassen für das Wildschutzgebiet deutliche Äsungsvorlieben, Beäsunungsintensitäten sowie mengenmäßig bedeutsame Äsungspflanzen erkennen. Die wesentlichen Wildlebensräume mit großer Nahrungs- und Artenvielfalt, großer Nahrungsmenge sowie meist auch guten Deckungsstrukturen konnten so definiert werden: Es sind vor allem die Lebensräume der strukturreichen, naturnahen Laub(misch)wälder nasser bis wechselfeuchter Standorte, wie der Hainmieren-Bacherlenwald, der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, der Winkelsegen-Erlen-Eschenwald und der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald sowie die Initialstadien der oben genannten Gesellschaften (Erlen-Weiden-Ufergehölze, Erlen-Birken-Faulbaum-Pioniergehölze u.ä.). Diese Lebensräume enthalten ein besonders artenreiches Pflanzenspektrum und insbesondere zahlreiche äsungsbeliebte Sumpfpflanzen. Eine wichtige Rolle haben dabei auch die Stockauschläge verbreiteter Baumarten wie Eiche, Hainbuche, Erle, Esche und Flatterulme. Sie werden ganzjährig intensiv beäst.

Von geringer Bedeutung für die Äsung sind alle schattigeren Waldlebensräume unabhängig von ihrer Bestockung, so vor allem die Entwicklungsstadien der Dickungen, Stangenhölzer und mittelalten Bestände in der Alterspanne 20–80 (bis 100) Jahre. Solche Waldbestände sind aufgrund starker Beschattung arm an Waldbodenpflanzen.

Neben der Bodenäsung ist die Kronentriebäsung nach Sturmbruch und forstlichen Hiebsmaßnahmen eine bedeutende Nahrungsquelle. So werden nach Sommerstürmen aus den Baumkronen abgerissene Blätter oder Äste selektiv von allen Hirscharten beäst. Im Herbst und Winter kommen die Holzeinschläge einem durch Sturmwurf verursachten Nahrungszuwachs gleich. Die durch den Holzeinschlag zur Verfügung gestellte Äsung an Gehölztrieben ist sowohl mengen- als auch gehaltsmäßig enorm. Im Wildschutzgebiet wurden durch die Fällung älterer Laubbäume in den Jahren 1995/1996 bis 1999/2000 jeden Winter bis zu 20.000 kg Frischgewicht Knospenäsung geboten.

Baummasten von Eichen und Buchen bilden in den Herbst- und Wintermonaten vor allem bei Voll- und Halbmasten eine besonders wichtige Nahrungsgrundlage für alle wildlebenden Huftiere im Wald. Beim Wildschwein entscheidet die Menge der Mast wie bei keiner anderen Schalenwildart über Kondition und Reproduktion. In Kranichstein wurden im Herbst 2000 bei einer Halb- bis Vollmast der Eichen 6–40 kg Eicheln je Baum ermittelt. In Vollmastjahren liegen den oben genannten Werten zufolge ca. 300.000–500.000 kg Eicheln und ca. 150.000 kg Bucheckern an zusätzlicher Äsung vor.

Die Waldwiesen im Wildschutzgebiet Kranichstein

stellen ein weiteres, enormes Nahrungspotenzial für die Wildäsung dar. Die Summe der Wiesenflächen im Gebiet beträgt 52 ha und damit 10% des Wildschutzgebietes. Etwa die Hälfte der Wiesenflächen sind als hervorragende „Wildwiesen“ anzusehen, insbesondere die großflächigen Auenboden-Feuchtwiesen der drei größten Wiesen (Rottwiese, Kernwiese und Hengstriedwiese) mit ihrem besonderen Artenreichtum und einer damit verbundenen sehr hohen Äsungsvielfalt. Die übrigen, kleineren Waldwiesen befinden sich meist in Vernässungsbereichen außerhalb mineralstoffreicher Auenablagerungen, sind daher mehr oder weniger bodensauer und damit artenärmer, insbesondere ärmer an beliebten Äsungspflanzen.

Die aus den Beobachtungsansitzen resultierenden relativen Beobachtungshäufigkeiten der Hirscharten auf den insgesamt 14 Waldwiesen im Gebiet stellen deutlich die Präferenz der drei großen Aueboden-Feuchtwiesen als bevorzugt aufgesuchte Äsungsflächen hervor. Dies gilt für Rothirsch ebenso wie für Damhirsch und Reh.

Die wesentlichen Lebensraumtypen der Wiesen, in denen wegen zahlreicher äsungsbeliebter Pflanzenarten schwerpunktmäßig die Nahrungsaufnahme stattfindet, sind diejenigen der Pfeifengraswiesen, Kohldistelwiesen, Wassergreiskrautwiesen, Wiesenknopf-Silgenwiesen und Glatthaferwiesen. Die höchsten Artenzahlen wurden in den feuchten und wechselfeuchten Pfeifengraswiesen mit bis zu 54 Arten/100 m² gefunden. 54–67% der Pflanzenarten waren je nach Pflanzengesellschaft regelmäßig und zum Teil mit hohen Äsungsmengenzahlen beäst. In den stark bodensaurigen Wiesen (artenarme Waldbinsenwiesen, Borstgrasrasen) findet eine geringerfügige, aber häufig sehr selektive Nahrungsaufnahme äsungsbeliebter Pflanzenarten statt.

Gehölzentwicklung und Raumnutzung des Schalenwildes

Die zehnjährigen Wildverbiss-Untersuchungen im Gebiet sind eine umfassende Grundlage, um den Faktor Schalenwildverbiss im Zusammenspiel mit anderen ökologischen Wirkungsfaktoren bewerten zu können. Dabei war vor allem die kontinuierliche Vegetationsaufnahme der Weiserflächen von größter Bedeutung für die Einschätzung der Waldbestandsentwicklung. Auf den Dauerbeobachtungsflächen wurde nicht nur der Wildeinfluss dokumentiert, sondern gleichermaßen die gesamte Vegetationsentwicklung jedes Jahr exakt verfolgt. Dadurch wurde es möglich, die Wirkung der verschiedenen ökologischen Faktoren zu gewichten: Die Erhebungen zum Wildverbiss der Jahre 1992 und 1993 auf den Waldweiserflächen zeigten einen erheblichen Verbiss an den drei Hauptbaumarten Eiche, Rotbuche und Hainbuche. In den darauf folgenden Jahren 1994 und 1995 veränderte sich das Bild völlig, der Gehölzverbiss sank drastisch ab. Der deutliche geringere und vielfach sogar nicht mehr erkennbare

Wildverbiss ließ darauf schließen, dass sich die Schwerpunkte in der Raumnutzung des Schalenwildes, hier vor allem Rotwild und Damwild, verändert hatten und sich die Tiere im Bereich der Waldweiserflächen (ebenso wie in den umgebenden Waldgesellschaften) vergleichsweise seltener aufhielten.

Wildverbiss, Wildbeobachtungen, ausgetretene Wechsel und Konzentrationen an Losungsstellen wiesen darauf hin, dass sich die Raumpräferenzen von Rotwild und Damwild seit 1994 in die Sturmwurfflächen verlagert hatten. Dort hatte sich das Nahrungsangebot drei bis vier Jahre nach den Orkanen im Spätwinter 1990 durch den Lichtgenuss reichlich erhöht: Der nach Sturmwurf plötzliche hohe Lichteinfall in den bis dahin geschlossenen Waldbeständen hatte das Aufwachsen enormer Nahrungsmengen zur Folge. Besonders günstig dabei war die mosaikartige Verteilung großer und kleiner Sturmwurfflächen in weitgehend von Waldwegen ungestörten Waldbereichen. Diese üppige Schlag- und Pioniervegetation bot (und bietet) den Huftieren gleichzeitig Ruhe, Deckung und Äsung und ist daher wesentlich attraktiver als die vergleichsweise kraut- und strauchschichtarmen Bestände des Waldes. Auch noch zehn Jahre nach den Orkanereignissen von 1990 lagen die Äsungsschwerpunkte auf den Sturmwurfflächen. Trotz der hohen Verbissintensitäten konnte sich abschnittsweise relativ schnell ein Vorwald entwickeln, der augenscheinlich von der Birke dominiert wurde, in dem jedoch auch Rotbuche, Hainbuche und Kiefer beigemischt waren. Die hier angepflanzte Eiche hingegen wurde zumindest in den beiden Weiserflächen so stark und selektiv verbissen, dass sich die Eichenpflanzen in ihrem Höhenzuwachs nur geringfügig weiterentwickelten oder in ihrer Anzahl sogar rückläufig waren.

Seit 1996 zeigte sich erneut eine leichte Zunahme des Wildverbisses in den Waldweiserflächen. Dennoch lag der Gehölzverbiss der Jahre 1996 bis 2000 noch immer um zwei Drittel niedriger als 1992 und 1993 vor den Auswirkungen der Sturmwurfereignisse.

Die Rotbuche zählt in Kranichstein zu den besonders gering verbissenen Gehölzen. Sie wird fast ausschließlich im mineralstoffreichen (im Gebiet seltenen) Waldmeister-Buchenwald und auf den Sturmwurfflächen verbissen. In den Weiserflächen mit nennenswertem Anteil von Rotbuchenjungwuchs wächst die Verjüngung nahezu ungestört auf.

Besonderes Interesse galt der etwa ab 1990 verstärkt zu beobachtenden verringerten Vitalität der Alteichen wie der Eichenverjüngung. Mehrere Faktoren wirkten hier gleichzeitig, wobei sich das Jahr 1997 mit starkem Raupenfraß, Spätfrösten, starkem Mehlaufbefall und der fortschreitenden Bodenversauerung besonders gravierend auswirkte. Individuenreiche, mehrjährige Eichenverjüngungen finden sich ausschließlich in den lichtreichen Alteichenbeständen. Das Umfeld der Wei-

serfläche 6 (bodensaurer Honiggras-Eichenmischwald) sowie eingeschränkt auch die Zaun-Weiserfläche 3 B (bodensaurer Eichen-Hainbuchenwald) repräsentieren die Situation der Eichenverjüngung. Besonders lichte Partien zeigen dort die individuenstärkste Eichenverjüngung mit den größten Wuchshöhen. In welchem Ausmaß das Licht die Vitalität bzw. das Vorkommen an sich beeinflusst, zeigen die Ergebnisse auf Waldweiserfläche 8. Im artenreichen Waldziest-Eichen-Hainbuchenwald der Parzelle 8 A ist der Eichenjungwuchs, obwohl seit Jahren nicht mehr verbissen, nur in wenigen Exemplaren vertreten und zeigt kein Höhenwachstum. Bei einem Deckungsgrad von 65% in der Baumschicht und 20% in der zweiten Baumschicht ist die geringe Vitalität der jungen Eiche dort in erster Linie auf die unzureichende Lichtzufuhr zurückzuführen.

Der Gehölzverbiss durch Feldhasen und Mäuse konnte sich im Gebiet bislang nicht als entscheidender Hemmfaktor für die Verjüngung der Baumarten auswirken. Auch auf Flächen mit zeitweilig starkem Mäuse- und/oder Hasenverbiss ist dieser Einflussfaktor gegenüber den anderen Faktoren (Schalenwildverbiss, Raupenfraß, Mehltau, Trockenheitsperioden, Stickstoff-Immissionen, Bodenversauerung) vernachlässigbar.

Der Gehölzverbiss durch Rothirsch, Damhirsch und Reh – bei einem annähernd gleichbleibenden Wildbestand von 16–18 Stück Schalenwild (ohne Schwarzwild) pro 100 ha – tritt seit 1994 in seinem Einfluss gegenüber den Auswirkungen mehrfacher Raupen-Kalamitäten, den Witterungseinflüssen (hier vor allem der Trockenheit) und dem ungenügenden Lichteinfall auf den meisten Waldflächen deutlich zurück. Die durch Schalenwild unbeeinflusste Entwicklung in den Zaunflächen der Waldweiserflächen zeigt die verschiedenartigen, nicht durch Wildverbiss verursachten Einflüsse. Allein im Bereich von zwei der drei Sturmwurfweiserflächen sowie deutlich sichtbar auch in einer von zehn Waldweiserflächen ist der Wildverbiss ein die Bestandsentwicklung entscheidend mitbeeinflussender Faktor.

Bereits fünf Jahre nach Errichtung der Waldweiserflächen wurde durch die Betrachtung der gezäunten Vergleichsflächen deutlich, dass ein moderater Wildeinfluss auf die Vegetation des Waldverbandes insgesamt positiv zu bewerten ist. Die fortschreitende Artenverarmung vor allem in den Waldbeständen der Silzau ist auf die starke Ausbreitung konkurrenzstarker, nährstoffliebender Sträucher, Stauden und Gräser zurückzuführen und spiegelt den seit Jahren ausgeprägten Einfluss der wühlenden Wildschweine und der durch Tritt und Verbiss wirkenden Rothirsche, Damhirsche und Rehe wider. In keinem Waldbestand konnte bislang anhand des Vergleichs der eingezäunten Weiserfläche mit der wildzugänglichen Vergleichsparzelle das Verschwinden einer Pflanzenart durch Wildeinfluss nachgewiesen werden.

Aus forstlich-ökologischer Sicht ist besonders die Situation der Rotbuche als günstig zu bewerten. Die Buche verjüngt sich standortbedingt sehr gut im Gebiet, wird wenig verbissen und zeigt auf allen Flächen ein nahezu ungestörtes Aufwachsen in die Strauch- und Baumschicht. Die Hainbuche wächst trotz starkem Wildverbiss und starkem, temporärem Raupenfraß im Gebiet ebenfalls zügig auf. Die Eiche hingegen kann fast nur mittels Zäunungen gegen Wildverbiss und bei ausgesprochen lichten Standortverhältnissen in die Strauch- und Baumschicht hineinwachsen. Auch innerhalb der Zäune leidet die Eiche an Kalamitäten bzw. Witterungseinflüssen, verjüngt sich vielfach nur sporadisch und bedarf meistens gezielter Pflanzungen, um in der Konkurrenz mit den anderen Baumarten zu bestehen. Von Natur aus hätte die Eiche im Gebiet (ohne jahrhundertelange Förderung durch den Menschen) nur einen kleinen Anteil an der Baumartenverteilung. Flächenweise ist eine Förderung der Eichenverjüngung zu begrüßen. Dann sollte auch – ökonomisch sinnvoll – mit Zaunschutz gegen Wildverbiss gearbeitet werden.

In den lichten Laubmischwäldern der feuchteren Standorte liegen im Gebiet die Verjüngungsschwerpunkte von Winterlinde, Esche, Flatterulme und Schwarzerle. Trotz stellenweise starkem Verbiss wachsen diese Baumarten – zumindest in Einzelexemplaren – auf. Waldökologisch betrachtet, sind die Bestände der genannten Baumarten in ihren standortspezifischen Lebensräumen zur Zeit gesichert. Aktuell ist keine Gehölzart im Waldverband durch Wildverbiss unmittelbar bestandsbedroht.

Wiesenentwicklung unter dem Einfluss von Wildverbiss und Schwarzwildumbruch

Die Waldwiesen im Wildschutzgebiet gehören aufgrund der noch großflächig verbreiteten Wiesengesellschaften feuchter bis nasser Standorte zu den ökologisch wertvollsten Wiesen des Rhein-Main-Tieflandes und sind in ihrer Entwicklung aus naturschutzfachlicher Sicht von besonderem Interesse. Auf der mit 13 ha größten und standörtlich besonders reichhaltigen Rottwiese wurden 1992 zur Beobachtung der Vegetationsentwicklung ohne Schalenwildeinfluss in vier verschiedenen Wiesenvegetationsgesellschaften Weiserflächen eingerichtet. Die stärksten Veränderungen wurden nach acht Jahren im Wiesentyp der feuchten Pfeifengraswiesen offensichtlich und zeigen, dass im artenreichen, basenreichen und feuchten Standortsbereich erhebliche Nahrungsmengen aufgenommen werden. Der Einfluss auf die Artenzusammensetzung und die Gestalt des Wiesenbestandes ist beachtlich und aus naturschutzfachlicher Sicht uneingeschränkt positiv zu bewerten. Der Wildverbiss verhindert hier eine stärkere Ausbreitung der konkurrenzkräftigeren Hochstauden und Kräuter. Die gezäunten Vergleichsflächen zeigen nach acht Jahren Ausschluss des Wildeinflusses eine

hochstaudenreichere, grasärmere und bereits im Aussehen andersartige Wiesenvegetation. Vergleichbar positive Entwicklungen wurden auch in den Kohldistelwiesen und Wassergreiskrautwiesen beobachtet. Ein Rückgang von Arten der Pfeifengraswiesen oder anderer bestandsbedrohter Pflanzengesellschaften ist weder auf den Parzellen der Weiserflächen noch im übrigen Wiesengelände zu erkennen. Der zum Teil starke Verbiss von seltenen Arten beeinflusst kaum deren Bestandsdichten, die viel stärker von den Standortverhältnissen und der Nutzung durch Mahd und Düngung abhängen. So lässt sich für viele Rote-Liste-Arten, die hessenweit in ihrem Vorkommen stark bedroht sind, auf der Rottwiese und den anderen Waldwiesen eher eine Ausbreitung erkennen, die auf die extensive Nutzung und das positive Lebensraum-Management im Wildschutzgebiet zurückzuführen sind.

Wie die drei Weiserflächen der trockeneren Standorte – wechsellückige Pfeifengraswiesen, Flügelginster-Borstgrasrasen und magere Glatthaferwiesen – zeigen, wirkt sich der Wildverbiss hier deutlich geringer auf Bestandsbild und Artenzusammensetzung aus. Physiognomisch ist kaum ein Unterschied zwischen den eingezäunten und den ungezäunten Parzellen erkennbar. Der Verbiss ist hier mengenmäßig erheblich geringer und erfolgt selektiver. Verbissen werden hier wenige, jedoch besonders äsungsbeliebte Arten.

Wiesenumbruch durch Wildschweine erfolgt in regelmäßigen Intervallen auf den Wiesen im Wildschutzgebiet. Die Intensität des Umbruchs ist neben der Jahreszeit und dem Witterungsverlauf insbesondere von den standörtlichen Verhältnissen und der Nährstoffversorgung auf den Wiesen abhängig und lässt sich in der Intensität nach Wiesengesellschaften deutlich abgrenzen. Das Bodenwühlen durch Wildschweine auf den Waldwiesen öffnet die Grasnarbe und ermöglicht damit konkurrenzschwächeren Arten ein Aufwachsen. Der Artenreichtum der Wiesengesellschaften wird dadurch erhöht. Vor allem konkurrenzschwächere Arten der Pionierstandorte, darunter auch seltene Arten, wie die Natternzunge auf der Rottwiese, werden gefördert. In moderatem Umfang sind die Wühleffekte aus botanischer Sicht daher sehr wohl positiv zu beurteilen. Werden jedoch große Flächen intensiv von Wildschweinen umgebrochen, so wird die Grasnarbe bei wiederholten Umbrüchen zunehmend von futterwertmindernden Ruderalpflanzen geprägt und die landwirtschaftliche Mahd und Heunutzung kann insgesamt gefährdet sein. Im Wildschutzgebiet Kranichstein waren jedoch im Projektzeitraum 1990 bis 2000 auf keiner Wiese die Schutz- und Pflegeziele durch Schwarzwildumbruch gefährdet.

Die Vegetationsentwicklung in den vier Weiserflächenpaaren der Rottwiese spiegelt sowohl in den gezäunten als auch in den ungezäunten Parzellen aufgrund der extensiven Wiesennutzung – einschürige Mahd ohne Düngung – die langsame Ausmagerung der Standorte und

damit die Stabilisierung und Ausbreitung der ökologisch herausragenden Pfeifengraswiesen und Borstgrasrasen wider. Eine gleichsinnig positive Entwicklung ist auch auf den beiden anderen großen Waldwiesen, der Kernwiese und der Hengstriedwiese, zu beobachten.

Pflege- und Entwicklungsziele als Anforderungen der FFH-Richtlinie

Das Wildschutzgebiet Kranichstein ist Teil des 2.130 ha umfassenden FFH-Gebietes „Kranichsteiner Wald mit Hegbachau, Mörsbacher Grund und Silzwiesen“. Besonders wertgebend sind die alten, noch auf großer Fläche vorhandenen Laubwaldbestände und die großflächigen Feuchtwiesen im Wald.

Aus der Bewertung der Lebensraumsituation im Wildschutzgebiet wurden – auch unter Berücksichtigung der Lebensraumsprüche der Schalenwildarten – Pflege- und Entwicklungsziele sowie Maßnahmenkonzepte entwickelt. Deutlich wird, dass die Ansprüche der Wildtiere an ihren Lebensraum mit Naturschutzinteressen weitgehend deckungsgleich sind: Die aus Sicht der Wildarten vornehmlich zu fördernden Lebensraumtypen sind ökologisch vielfach identisch mit den aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes bedeutsamen Flächen und Lebensräumen.

Als bedeutende Lebensräume sind vor allem die FFH-relevanten Lebensraumtypen Hainsimsen-Buchenwald, Waldmeister-Buchenwald, Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald und Erlen-Eschenwälder an Fließgewässern im Wildschutzgebiet hervorzuheben. Insbesondere in den alten Waldbeständen leben überproportional viele Arten, die prioritären Schutz nach der FFH-Richtlinie genießen.

Im Vordergrund steht im Wald daher die Erhaltung und Sicherung (sowie auch die Entwicklung) der ökologisch besonders wertvollen Laubholz-Altbestände, Feuchtwälder sowie Bach- und Quellrinnen mit ihren zahlreichen geschützten Tier- und Pflanzenarten. Der Wertholzeinschlag soll sich auf die plenterartige Nutzung ökonomisch wertvoller Stämme konzentrieren. Der Erhalt von Höhlenbäumen hat demgegenüber Vorrang. Ziel ist die Erhaltung der Alteichen in allen Waldbeständen des Gebiets: Für alle mehr als 140 Jahre alten Eichenbestände sollte ein Bestockungsgrad von etwa 0,3 und die Erhöhung der Umtriebszeit unabhängig vom Unterstand minimales Ziel für die zukünftige Forsteinrichtung sein. Für alle oberständigen Eichen sollte eine doppelte Umtriebszeit vorgesehen werden (statt 200 Jahre 400 Jahre Endnutzungsalter). Der monetäre Ausgleich im Zuge von Kompensationsmaßnahmen bietet zudem die ökonomisch attraktive Alternative, oberständige Alteichen gruppenweise als Kernflächen aus der Nutzung zu nehmen und sie in die Zerfallsphase zu überführen. Derartige Abkommen im Sinne eines partiellen Nutzungsverzichts sind essentiell zur Erhaltung der Lebensräume für waldbewohnende

Fledermäuse, höhlenbrütende Vogelarten sowie Alt- und Totholzkäfer, um nur drei Artengruppen zu nennen.

In den meist schattigen, bis zu 80- (bis 100-)jährigen Waldbeständen ist mittelfristig das Lichtstellen dieser Waldbestände das wichtigste maßnahmenorientierte Pflege- und Entwicklungsziel. Es empfiehlt sich darüber hinaus, zukünftige forstliche Hiebsmaßnahmen – wenn möglich – in verbissgefährdeten, verjüngungsrelevanten Bereichen zu vollziehen: Die kurzfristig wirkende höhere Verfügbarkeit von Äsung durch große Mengen an Kronentrieben und der höhere Lichtgenuss (Förderung der Bodenvegetation) reduziert den Gehölzverbiss.

Entlang von Wegrändern und genauso im Bestandsinneren gewährleistet die Schaffung und Förderung von licht- und strukturreichen Waldstreifen und Waldflächen wichtige natürliche Äsungsflächen und Biotopverbundstrukturen. Die Entwicklung solcher Elemente dient der ökologischen Bereicherung der Bestandsstruktur und Lebensraumvielfalt. Infolge des erhöhten Lichteinfalls entwickeln sich kraut- und strauchreiche Waldinnensäume, die zu einer deutlichen Verbesserung des Äsungsangebotes für Schalenwild führen, von der aber auch alle weiteren samen- und insektenfressenden Tierarten profitieren. Gleichmaßen gelingt dadurch eine räumlich stärkere Verteilung des Äsungsangebotes. Als positiv wirkender Effekt aus forstwirtschaftlicher Sicht reduziert sich der Schalenwildverbiss in den verjüngungsrelevanten Waldbeständen. Maßnahmen in diesem Sinne sind in den vergangenen 15 Jahren entlang der Hauptwege Kernschneise, Bornschneise und Dörrwiesenschneise erfolgreich initiiert worden und lassen sich entlang beschatteter Waldwege weiter fortführen.

Die zukünftige forstliche Bewirtschaftung berücksichtigt die bisher erfolgreich geführte Vorgehensweise der Förderung einer alters- und höhenstrukturierten Naturverjüngung, die im späteren Stangenholzstadium weniger schälgefährdet ist.

Pflanzungen sollten die Ausnahme bleiben und sich weitgehend auf kleinräumige, gegebenenfalls gezäunte Eichenkulturen mit z. T. weiten Pflanzverbänden bzw. geschützten Einzelbäumen beschränken. In den Feuchtwäldern kann an den wenigen von Natur aus geeigneten Stellen mit größeren Zahlen an Eschenverjüngung das Aufwachsen der Esche (und ggf. der Flatterulme) durch einzelne Kleingatter gefördert werden.

Als prioritäres Pflege- und Entwicklungsziel auf den Waldwiesen gilt die Erhaltung und Sicherung der ökologisch besonders wertvollen Lebensraumtypen und -komplexe der Feuchtwiesen, der Seggenrieder, des mageren Frischgrünlandes und der Borstgrasrasen mit den geschützten und zahlreichen besonders zu fördernden Zielarten. Unter den Wiesenlebensräumen sind die FFH-relevanten Lebensraumtypen Pfeifengraswiesen, Borstgrasrasen, magere Glatthaferwiesen besonders hervorzuheben. Die Pflege und Bewirtschaftung der Wiesen im Wildschutzgebiet wird seit etwa 1985 erfolgreich als

extensive Mähnutzung ohne Düngung betrieben. Dies entspricht der traditionellen Heunutzung und sollte auch in diesem Sinne fortgeführt werden.

Im Wildschutzgebiet gibt es entlang der Silzaue und zuführender Bachsysteme feuchtegeprägte Wald- und Wiesenlebensräume, die besonders geschützte und seltene Lebensraumtypen beinhalten. Ein wichtiges Entwicklungsziel betrifft daher die Verbesserung oder zumindest die Stabilisierung des Wasserhaushaltes dieser feuchtegebundenen Lebensräume. Geeignete Maßnahmen zur Wasserrückhaltung durch einen Grabenanstau sollten dort erfolgen, wo im Sommer trockenwarme Wärmeperioden zu einem starken Absinken des Grundwasserstandes führen.

Besucherlenkung und Wildruhezonen

Ein wichtiges Entwicklungsziel wurde bereits weitgehend erreicht, nämlich die Schaffung und Erhaltung größerer, störungsarmer Waldflächen mittels einer unauffälligen, aber wirksamen Besucherlenkung und Wegeberuhigung. Ziel war es, die Beunruhigung von Wildtieren zu minimie-

ren. Als Leitart für eine erfolgreiche Störungsreduzierung und Lebensraumberuhigung ist der Rothirsch besonders gut geeignet, da die Art einerseits sehr sensibel auf Störungen reagiert, sich andererseits aber auch sehr schnell an ungefährliche Störungen gewöhnen kann. Auf den waldbesucherfreundlich angelegten Waldwegen gelang es, den weitaus größten Teil der Besucher – insbesondere Spaziergänger, Radfahrer und Jogger – zu bündeln. Die Waldbesucherlenkung wurde wesentlich durch die bereits 1989 erfolgte Einrichtung des „jagdkundlichen Lehrpfades Kranichstein“ und die Einrichtung einer Wildbeobachtungskanzel an der Rottwiese unterstützt.

Die Wegereduktion im Wildschutzgebiet Kranichstein geschah in den vergangenen 10–15 Jahren sukzessive. Das heutige Wegenetz beschränkt sich auf 15 lfm/ha. Ein abschließender Rückbau der Spazier- und Radwege auf etwa 10 lfm/ha wird angestrebt. Bereits heute ist es gelungen, die Belange der Freizeit- und Erholungsnutzung gegenüber ausreichend großen, störungsarmen Waldbereichen und Wildruhezonen im Gebiet weitgehend optimal aufeinander abzustimmen.

8 Dank

Unser Dank gilt Herrn Forstdirektor Prof. Dr. Arnulf Rosenstock, dem vormaligen Leiter des Hessischen Forstamtes Darmstadt, der in engagierter Weise und mit großem Interesse das Projekt von Beginn an über zwei Jahrzehnte begleitete und unterstützte, und seinem Nachfolger im Amt, Herrn Forstdirektor Hartmut Müller.

Herrn Forstamtmann Walter Erhardt, der als Revierleiter bis 1994 das Wildschutzgebiet Kranichstein betreute und Frau Forstamtsrätin Annerose Stambke, die als Revierleiterin ab 1995 die Arbeit von Herrn Erhardt fortsetzte, sind wir für die fachliche und praktische Unterstützung während der Feldarbeiten zu besonderem Dank verpflichtet. Frau Stambke hat die Ideen des Projektes über inzwischen nunmehr sechzehn Jahre in der praktischen Arbeit vor Ort sowohl in jagdlicher als auch forstwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht mit großem Interesse und Engagement umgesetzt. Ihre sorgfältig geführten Wildtagebücher und Verhaltensbeobachtungen waren eine wichtige Datengrundlage für diese Arbeit.

Den Forstwirten des Hessischen Forstamtes Darmstadt, Revier Hirschköpfe, namentlich Erich Bender, Thorsten Hildebrand, Erich Moter (†), Reiner Oswald und Carsten Schlopsner danken wir für den fachgerechten und stabilen Bau der Weiserflächen, die regelmäßige Instandhaltung sowie die jährliche Mahd der Zaun-Parzellen auf der Rottwiese.



Alexanderburg, Wildschutzgebiet Kranichstein.

Besonderen Dank schulden wir unseren Kollegen Johannes Lang und Günter Gillen für die graphischen, kartographischen und technischen Ausarbeitungen und Umsetzungen der umfassenden Daten, insbesondere aber auch für ihre Ausdauer, nach Abschluss der Datenerhebungen 2000 bis zur Drucklegung 2011 mit „am Ball“ geblieben zu sein. Unser Kollege Marko König hat mit professionellen Fotografien die aktuelle Situation im Wildschutzgebiet im Herbst 2007 dokumentiert, sodass auch bildlich ein gelungener Vergleich zu den Jahren ab 1992 möglich wurde – herzlichen Dank dafür. Adolf Schilling hat mit hervorragenden Fotografien aus dem Gebiet dieses Buch bereichert.

Der Stiftung Hessischer Jägerhof und dem Museum Jagdschloss Kranichstein danken wir für ihre Unterstützung, historische Abbildungen zur Jagdgeschichte Kranichsteins in den Band integrieren zu können.

Wir danken Herrn Ministerialrat a.D. Rudolf Kopp, Herrn Ministerialdirigent Carsten Wilke und Herrn Ministerialrat Karl Apel, die in ihrer Funktion als Leiter der Obersten Jagdbehörde im Hessischen Ministerium das Projekt finanziell förderten und darüber hinaus auch persönlich unterstützten.

Herrn Prof. Dr. Grosse-Braukmann (†), dem ehemaligen Leiter der Arbeitsgruppe Geobotanik an der Technischen Universität Darmstadt, sei gedankt für die fachliche Betreuung seitens der Geobotanik zu Beginn des Projektes.

Dem Forstamt Darmstadt danken wir in besonderer Weise dafür, dass es für den Zeitraum intensiver Verhaltensstudien an den Schalenwildarten im Jahr 1991 das Jagd- und Sau-Fanghaus Alexanderburg großzügig zur Verfügung stellte und dadurch eine hohe Kontinuität an Verhaltensbeobachtungen zu allen Tages- und Nachtzeiten der im Gebiet lebenden Wildtiere ermöglichte.

9 Literatur

- Andersen, R., Duncan, P., Linnell, D. C. (Hrsg.) (1998): The European Roe Deer: The Biology of Success. Scandinavian University Press: Oslo, 376 S.
- Appelius, M. (1995): Einflüsse auf die Populationsdynamik von weiblichen Schwarzwild-Frischlingen aus dem nördlichen Regierungsbezirk Braunschweig und dem Forstamt Saupark. Diss., Tierärztl. Hochschule, Hannover.
- Arnold, W., Ruf, T., Reimoser, S., Tataruch, F., Onderscheka, K. & Schober, F. (2004): Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*cervus elaphus*). *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.*, 286: 174–181.
- Arnold, W. (2004): Der verborgene Winterschlaf. *Deutsche Jagdzeitung* 2/2004, S. 37–41.
- Beninde, J. (1937): Zur Naturgeschichte des Rothirsches. Paul Schöps: Leipzig, 223 S.
- Braun-Blanquet, J. (1931): Vegetationsentwicklung im Schweizerischen Nationalpark. Ergebnisse der Untersuchung von Dauerflächen. *Jahresber. Naturf. Ges. Graubündens N.F.*, 69: 3–82.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl. Wien, 865 S.
- Briedermann, L. (1982): Der Wildbestand – die große Unbekannte. Methoden der Wildbestandsermittlung. DLV: Berlin, 212 S.
- Briedermann, L. (1990): Das Schwarzwild. Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin, 540 S.
- Briedermann, L. (1991): Über den Einfluss von Wildwiederkäuern, insbesondere des Rotwildes, auf mitteleuropäische Forstgesellschaften. *Waldhygiene*, 19: 17–36.
- Brockmann, E. (1989): Schutzprogramm für Tagfalter in Hessen (Papilionidea und Hesperioidea). Abschlussbericht für die Stiftung Hessischer Naturschutz, 436 S. + 199 S. Anhang (unveröffentl.).
- Brückner, E. (1977): Untersuchungen über die Verbesserung der Rotwildernährung im Fichtenwald. *Beitr. Jagd- und Wildforschung*, 10: 68–75.
- Bufe, H. J. (1982): Freilandbeobachtungen zum Kälberprozent beim Rotwild als mögliche Grundlage der Abschussplanung, dargestellt am Beispiel des Hessischen Wildschutzgebietes Edersee. Diplomarbeit an der Forstwirtschaftlichen Fakultät FH Göttingen (unveröffentl.).
- Bützler, W. (2001): Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. BLV: München, 256 S.
- Bressem, U. (1996): Untersuchungen zur Förderung des Ankommens, der Erhaltung und der Vitalitätssteigerung der Naturverjüngung der Buche (*Fagus silvatica* L.). Dissertation am Forstwirtschaftlichen Fachbereich der Universität Göttingen, 319 S.
- Clutton-Brock, T. H.; Guinness, F. E. & Albon, S. D. (1982): Red Deer – Behavior and Ecology of Two Sexes. In: *Wildlife Behavior and ecology*. Edinburgh University Press.
- Clutton-Brock, T. H. & Albon, S. D. (1989): *Red Deer in the Highlands*. BSP Professional Books.
- Coulson, T.; Albon, S.; Guinness, F.; Pemberton, J. & Clutton-Brock T. H. (1997): Population Substructure, Local density, and calf winter survival in red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology*, 78 (3): 852–863.
- Dengler, A. (1990): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Parey, Hamburg und Berlin.
- Dierschke, H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. *Scripta Geobotanica*, 6: 3–246.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. Eugen Ulmer: Stuttgart, 683 S.
- Dietz, M. & Simon, O. (2004): Fledermauskundliche Erfassung im FFH-Gebiet 5917-304 „Mark- und Gundwald zwischen Rüsselsheim und Walldorf“ unter besonderer Berücksichtigung der Populationsgröße und Raumnutzung der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*). Gutachten im Auftrag des RP Darmstadt, 28 S. (unveröffentl.).
- Dietze, W. (1983): Erfahrungen über die Ermittlung von Bestand und Zuwachs des Rotwildes in einem Wildschutzgebiet. In: Fröhlich, H. J. & Dietze, W. (Hrsg.): *Wildbiologische Forschungen und Beobachtungen*. Mittl. der Hessischen Landesforstverwaltung, 18: 78–90. Sauerländer Verlag: Frankfurt/ Main.
- Drechsler, H. (1992): Rotwildrudel in Waldbiotopen. Zusammensetzung und Rangordnung. *WuH* 16: 32–35.
- Drechsler, H. (1995): Harzer Rotwildepisoden: Vertraut, sensibel – vergrämt? *WuH* 1: 24–27.
- Drechsler, H. (1998): *Die Harzer Rotwildmarkierung: Experimente, Erlebnisse, Erkenntnisse*. Eigenverlag: Herzberg, 114 S.
- Dzieciolowski, R. (1979): Structure and spatial organisation of deer populations. *Acta Theriologica* 24 (1): 3–21.
- Ebert, G. & Rennwald, E. (Hrsg.) (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*. Band 1+2: Tagfalter I+II. Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*, 6., verb. Aufl. Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart, 989 S.
- Ellenberg, H. (1974): Beiträge zur Ökologie des Rehs (*Capreolus capreolus* L.). Daten aus dem Stammhamer Versuchsgehege. Dissertation, Universität Kiel.
- EU-Vogelschutzrichtlinie vom 9.7.1997 (1997): Arten der Anhang I in Deutschland.
- Falinski, J. B. (1986): *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests*. Geobotany, 8. Junk Publishers: Dordrecht.
- Fischer, A. (Hrsg.) (1998): *Die Waldentwicklung von Waldbiozönosen nach Sturmwurf*. Reihe: Umweltforschung in Baden-Württemberg. Ecomed Verlagsgesellschaft: Landsberg.
- Fischer, A. (2001): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Bodenvegetation – ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für das Wildtiermanagement aus vegetations-ökologischer Sicht. In: Eisfeld, D.; Huss, J.; Oesten, G.; Uerpmann, B. & Volz, K.-R. (Hrsg.): *Wald und Schalenwild. – Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konflikt*. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 17: 69–79.
- FFH-Richtlinie (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 über die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (=FFH-Richtlinie). – ABI. EG Nr. L206 vom 22.6.1992.
- Fröhlich, H. J. (1983): *Untersuchungen und Beobachtungen in Wildschutzgebieten und Wildparken*. Mittl. Hess.

- Landesforstverwaltung, 18. Wildbiologische Forschungen und Beobachtungen: 5–32. Sauerländer's Verlag: Frankfurt am Main.
- Forschungsinstitut Senckenberg (2002): Erfassung von Flora, Fauna und Biotoptypen im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main: Teil V: Arten und Biotope. Forschungsinstitut Senckenberg: Frankfurt am Main, 452 S.
- Führer, E. & Nopp, U. (2001): Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden. Facultas: Wien, 514 S.
- Geisler, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). – In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H. & Pretscher, P.: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenreihe Landespflege Naturschutz, 55: 3–434: Bonn-Bad Godesberg.
- Geißler, B. (1939): Blutauffrischversuche im Kranichsteiner Wildpark. Zeitschrift f. Jagdkunde, Bd. 1, Heft 3 und 4: 131–146.
- Gerke, R. (1980): Bewertung von Schälschäden – dargestellt am Beispiel Fichte: Großräumige Erhebung betriebswirtschaftlicher und waldbaulicher Auswirkungen. Dissertation, Forstl. Fakultät Freiburg.
- Gethöffer, F. (2005): Reproduktionsparameter und Saisonalität der Fortpflanzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in drei Untersuchungsgebieten Deutschlands. Diss., Tierärztl. Hochschule Hannover, 142 S.
- Goebel, W. (1988): Die Wiesen des Wildschutzgebietes Kranichstein in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht und ihre Pflege unter Naturschutzgesichtspunkten. Diplomarbeit, TH Darmstadt.
- Goebel, W.; Müth, W. & Grosse-Brauckmann, G. (1990): Vegetations- und Standortkundliches Gutachten im Rahmen des Modellprojektes „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“. Botanisches Inst., TH Darmstadt. Gutachten in Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (unveröffentl.).
- Goebel, W. (1995): Die Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet. – Diss. Botan., 237. Berlin/Stuttgart, 456 S.
- Goebel, W.; Simon, O.; Fritz, H.G. & Lange, A. (1997): Grundlagengutachten zu den Naturschutzgebieten „Steigwiesen bei Presberg“ und „Guntal bei Presberg“, Rheingau-Taunus-Kreis, im Auftrag des RP Darmstadt, Hessen, 160 S. (unveröffentl.).
- Goebel, W. & Simon, O. (1998a): Der Einfluss von Schwarzwildumbruch auf Vegetation und Bodenfauna der „Heidelandschaft“. Wissenschaftliche Begleituntersuchungen im Auftrag der RWE Energie und des Forstamtes Mörfelden-Walldorf, Hessen, 61 S. plus Karten (unveröffentl.).
- Goebel, W. & Simon, O. (1998b): Pflegeplanung Naturschutzgebiet Nollig im Rheingau-Taunus, Kreis Rüdeshcim. Gutachten im Auftrag des RP Darmstadt, Hessen (unveröffentl.).
- Goebel, W.; Simon, O.; Treiber, R.; Gillen, G. (2000): Ökologische Begleituntersuchungen und Planungskonzeptionen mit optimierter Kosten-Nutzen-Relation unter drei Freileitungstrassen im Forstamt Mörfelden-Walldorf, Kreis Groß-Gerau, Hessen. Gutachten im Auftrag der RWE Energie, 160 S. plus Karten (unveröffentl.).
- Goebel, W.; Simon, O.; Gillen, G. & Lang, J. (2003): Wildtiere in ihrem Lebensraum. Lebensraumgutachten und Maßnahmenkonzept Kreis Offenbach. – Ergebnisse, Maßnahmen, Erläuterungen. (Hrsg.): Jägervereinigung St. Hubertus Offenbach. Eigenverlag, Offenbach: 84 S.
- Goebel W. 2004: Gutachten zur Aushagerung und Nährstoffrückführung im Extensiv-Grünland. – Gutachten im Auftrag des RP Darmstadt, Darmstadt, 29 S. (unveröffentl.)
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. & van der Voet, H. (1994): Diet and condition of wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) without supplementary feeding. *J. Zool., Lond.*, 233: 631–648.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & Hazebroek, E. (1996): Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88, 71–80.
- Grünekle, W. (1987): Stellungnahme zum Lebensraumgutachten, Teil A und Teil B. Hann. Münden, 29 S.
- Grünekle, W. (1995): Anlage zum Forsteinrichtungswerk für das Wildschutzgebiet „Kranichstein“. Hessisches Forstamt Darmstadt, 8 S.
- Grünekle, W. (2006): Anlage zum Forsteinrichtungswerk für das Wildschutzgebiet „Kranichstein“. Hessisches Forstamt Darmstadt.
- Hahn, N. & Eisfeld, D. (1998): Diet and habitat use of wild boar (*sus scrofa*) in SW-Germany. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 15: 595–606.
- Hahn, N. & Eisfeld, D. (2002): Einfluss von Schwarzwild auf die natürliche Verjüngung von Eichen. Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft, Forstzoologisches Institut der Universität Freiburg. Abschlussbericht für das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, 44. S. (unveröffentl.).
- Happ, N. (2002): Hege und Bejagung des Schwarzwildes. Stuttgart: Kosmos, 170 S.
- Heinken, T., von Oheimb, G., Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. & Ellenberg, H. (2005): Schalenwild breitet Gefäßpflanzen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus – ein erster Überblick. *Natur und Landschaft*, 80 (4): 141–146.
- Hennecke, W. (1998): Aufnahmeanweisung zur Schnelleinschätzung von Vegetation und Schalenwildeinfluss im Traktverfahren (Linientaxation mit Probekreisen). Nationalpark Harz, St. Andreasberg, 8 S.
- Hermann, G. & Steiner, R. (2000): Der Braune Eichen-Zipfelfalter in Baden-Württemberg. Ein Beispiel für die extreme Bedrohung von Lichtwaldarten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32, 9: 271–277.
- Hessenforst (2005). Geschäftsanweisung M06 – Mechanisierte Betriebsarbeiten. 02/2005, 8. S.
- Hessisches Ministerium für Umwelt und Forsten (Hrsg.) (1992): Wald in Hessen. Wiesbaden, 64 S.
- Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (1996): Rote Listen der Pflanzen- und Tierarten Hessen. – Wiesbaden.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2000): Anordnung betreffend das Wildschutzgebiet „Kranichstein“ vom 27. Juni 2000. *Staatsanzeiger für das Land Hessen*, 47/2000, S. 3749.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) (2006): Verordnung über die Wildfütterung vom 13. April 2000 (GVBl. I S. 270), zuletzt geändert durch Verordnung vom 13. Dezember 2004 (GVBl. I S. 414). *Staatsanzeiger für das Land Hessen*, 4/2006, S. 238.
- Hessische Waldbaufibel (1999): Grundsätze zu Empfehlungen

- zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Wiesbaden.
- Hoffmann, G. (1967): Wurzel- und Sprosswachstumsperiodik der Jungpflanzen von *Quercus robur* L. im Freiland und unter Schattenbelastung. *Archiv f. Forstwesen*, 16: 745–749.
- Hofmann, R. (2004): Schältschäden im Wald – das eigentliche und einzig wirkliche Rotwildproblem. Eine Betrachtung aus der Sicht hessischer Erfahrungen. *Hessenjäger*, 3: 5–8.
- Hofmann, R. R. (1985): Digestive Physiology of the Deer – Their Morphophysiological Specialisation and Adaption. *Biology of the Deer Production*. The Royal Society of New Zealand, *Bulletin*, 22: 393–407.
- Hofmann, R. R. (1995): Zur Evolution der großen Pflanzenfresser und ihre nahrungsökologische Einnischung in der heutigen Kulturlandschaft. Eine Chance für europäische Großsäuger nach 5000 Jahren. *S. Ber. Ges. Naturfr.*, 34: 167–190.
- Hohmann, M.-L., Eichler, M., Rausch, G., Stehling, W. & Wolf, T. (2002): Grunddatenerfassung zu Monitoring und Management des FFH-Gebietes 6018-305 „Kranichsteiner Wald mit Hegbachaue, Mörsbacher Grund und Silzwiesen“. Gutachten im Auftrag des RP Darmstadt, 85 S. plus Anhang (unveröffentl.).
- Holzgang, O. (1997): Herbivore-carrying capacity of grasslands in the Swiss National Park. *Diss., ETH Zürich*, 71 S.
- Hormann, M.; Korn, M.; Ederlein, R.; Kohlhaas, D. & Richarz, K. (1997): Rote Liste der bestandsgefährdeten Brutvogelarten Hessens. – In: Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.): *Rote Liste der Pflanzen- und Tierarten Hessens*.
- Jahn, G. & Raben, G. (1982): Über den Einfluss der Bewirtschaftung auf Struktur und Dynamik der Wälder. In: Dierschke, H. (Hrsg.): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. Cramer, Valduz: 717–734.
- Jauch, Erhard (1991): Der Einfluss des Rehwildes auf die Waldvegetation. *AFZ*, 4: 168–171.
- Jedicke, E. & Hakes, W. (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. – Eichenverjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37, 2: 37–45.
- Jedrzejewski, W.; Jedrzejewska, B.; Okarma, H. & Ruprecht, A. L. (1992): Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of Bialowieza National Park, Poland. *Oecologia* 90: 27–36.
- Joger, U. (1996): Rote Liste der Amphibien Hessens. – In: Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.): *Rote Liste der Säugetiere, Reptilien und Amphibien Hessens*.
- Kalb, M. & Vent-Schmidt, V. (1981): Das Klima von Hessen. Standortkarte im Rahmen der Agrarstrukturellen Vorplanung. – Deutscher Wetterdienst Offenbach: Wiesbaden, 115 S.
- Kato, F. (1969): Stammfäuleschäden der Fichte. *Forstarchiv* 40: 81–92.
- Keitel, W. (2000): Sukzession nach Sturmwurf in einem Waldgersten-Buchenwald. In: *Buchen-Naturwaldreservate – unsere Urwälder von morgen*. Natur- und Umweltschutzakademie NRW, 4: 286–290.
- Klausing, O. (1988): Die Naturräume Hessens. Mit einer Karte der naturräumlichen Gliederung 1:200 000. – *Schr.-R. d. Hess. Landesanstalt f. Umwelt* 67, Wiesbaden, 43 S.
- Kock, D. & Kugelschafter, K. (1996): Rote Liste der Säugetiere Hessens. – In: Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.): *Rote Liste der Säugetiere, Reptilien und Amphibien Hessens*.
- Kossler, G.-P. (Hrsg.) (1991): *Wald im Süden Frankfurts*. Verlagsanstalt: Fulda, 114 S.
- Kraus, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte. *Z. Jagdwiss.* 33: 42–59.
- Krug, K. (2001): Vergleich der Aktivitäts- und Bewegungsmuster von Rotwild (*Cervus elaphus* L.) dreier verschiedener Gebiete im Schweizerischen Nationalpark. Masterarbeit, Wildbiologisches Institut an der Universität Göttingen (unveröffentl.).
- Krüsi, B. O.; Schütz, M.; Wildi, O.; Grämiger, H. (1995): Huftiere, Vegetationsdynamik und botanische Vielfalt im Nationalpark. *Ergebnisse einer Langzeitbeobachtung im Schweizer Nationalpark*. *Cratschla*, 3 (2): 14–25.
- Kurt, F. (1991): Das Reh in der Kulturlandschaft. Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. *Paul Parey: Hamburg und Berlin*, 284 S.
- Larcher, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. 5. Aufl. Ulmer Verlag: Stuttgart, 394 S.
- Lässig, R.; Egli, S.; Odermatt, O.; Sschönenberger, W.; Stöckli, B. & Wohlgenuth, T. (1995): Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurfflächen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 146, 11: 893–911.
- Lässig, R. (2000): Die natürliche Dynamik nach Sturmwürfen nutzen. *AFZ/ DerWald*, 3: 112–115.
- Leicht, H. J. (2004): Doch in Schwarzwildjägerproblem? *Hessenjäger*, 5: 12–13.
- Leutert, A. (1983): Einfluss der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesen-Ökosystemen. *Veröffentl. Geobot. Inst. ETH Zürich*, 79.
- Lindner, R. (1994): Herbivorie unter der Schneedecke: Kleinsäuger als bestimmende Standortfaktoren für die alpine Vegetation. *Diplomarbeit*, Salzburg.
- Lorenz, K. (1982): *Vergleichende Verhaltensforschung. Grundlagen der Ethologie*. DTV: München.
- Mahnke, I. (1997): Das Raum-Zeit-Verhalten weiblichen Rotwildes in der Niederung am Ostufer der Müritz. *Beitr. zur Jagd- u. Wildtierforsch.*, 22: 297–305.
- Mahnke, I.; Stubbe, C. & Sparing, H. (1998): Die Bruchwälder und Schilfgürtel der Müritz-Niederung – Räume hoher Rotwildfrequentierung. *Beitr. zur Jagd- u. Wildtierforsch.*, 23: 41–52.
- Mahnke, I. & Stubbe, C. (1998): Das Raumverhalten männlichen Rotwildes in der Niederung am Ostufer der Müritz. *Beitr. zur Jagd- u. Wildtierforsch.*, 23: 53–63.
- Mayle, B. A.; Peace, A. J. & Gill, R. M. A. (1999): How many Deer? A field guide to estimating Deer population size. *Field Book 18*. Forestry Commission: Edinburgh, 96 S.
- Meynhardt, H. (1989): *Schwarzwild-Bibliothek: Biologie und Verhalten*, Band 1. Neudamm-Neudamm: Melsungen, 81 S.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2000): *Anleitung zur Erhebung von Verbiss- und Schältschäden als Grundlage eines Gutachtens zum Einfluss des Schalenwildes auf das waldbauliche Betriebsziel*. (Waldbauliches Gutachten), 20 S.
- Mitchell, B.; Staines, B. W. & Welch, D. (1977): *Ecology of red deer. A research review relevant to their management in Scotland*. Institute of Terrestrial Ecology. Cambridge Press.
- Nitsche, S., Nitsche, L. (1994): *Extensive Grünlandnutzung*. – Neumann-Verlag: Radebeul, 247 S.

- Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV, Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer: Jena.
- Oberdorfer, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil I. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, 311 S.
- Oberdorfer, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil II. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, 355 S.
- Oberdorfer, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil III. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, 455 S.
- Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil IV – A. Textband. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, 282 S.
- Oberdorfer, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 8. Aufl., Ulmer Verlag: Stuttgart, 1051 S.
- Petrak, M. & Steubing, I. (1985): Inhaltsstoffe und Beäusungsintensität ausgewählter Nahrungspflanzen des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758) in der Eifel. Z. Jagdwiss. 31: 73–82.
- Petrak, M. (1985): Ethologische Aspekte zu Wildunfällen im Straßenverkehr. Rotwild (*Cervus elaphus* L. 1758) und Damwild (*Cervus dama* L. 1758) im Vergleich. Z. Jagdwiss. 31: 259–260.
- Petrak, M. (1987): Zur Ökologie einer Damhirschpopulation (*Cervus dama* L., 1758) in der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaft des Niedersächsischen Tieflandes. Schriftenreihe AK Wildbiologie und Jagdwissenschaften, JL-Universität Gießen, 17. Stuttgart: Enke.
- Petrak, M. (1990): Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schältschäden und Wildverbiss in Nordrhein-Westfalen. AFZ, 4: 84–85.
- Petrak, M. (1991): Modellprojekt „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“. Synopse und Schlussfolgerungen aus den Gutachten im Modellprojekt. Gutachten in Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (unveröffentl.).
- Petrak, M.; Schwarz, R., Graumann, F., Frielingsdorf, F. (1991): Nischenbreite und Nischenüberlappung von Damhirsch (*Cervus dama* L., 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* L., 1758). Z. Jagdwiss. 37: 1–12.
- Petrak, M. (1992): Rotwild (*Cervus elaphus* L. 1758) als Pflegefaktor für bäurische Magertriften (*Arnica montana* Schw. 1944) in der Nordwesteifel. Z. Jagdwiss. 38: 221–234.
- Petrak, M. (1993): Nischenbreite und Nischenüberlappung bei der Nahrungswahl von Rothirsch (*Cervus elaphus* L., 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* L., 1758). Z. Jagdwiss. 39, 3: 161–170.
- Petrak, M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). Z. Jagdwiss. 42, 4: 180–194.
- Petrak, M. (1999): Verhaltensbiologische Grundlagen: Mensch, sei helle ... – Wild und autofahrende Menschen wissen wenig voneinander. Wild und Hund 102, 12: 30–34.
- Petrak, M. (2000): Jagdreviergestaltung: Wildlebensräume planen, entwickeln, erhalten. Kosmos Verlag: Stuttgart.
- Petrak, M. (2001a): Verhütung von Wildschäden im Walde. Aufgabe für Waldbesitzer, Forstleute und Jäger. Dezernat Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung des Landes Nordrhein-Westfalen, Bonn. 63 S.
- Petrak, M. (2001b): Beobachtungen im Revier: Hinweise und Empfehlungen für die Praxis. 6. Ausg., (1. Ausg. 1989). Dezernat Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung des Landes Nordrhein-Westfalen, Bonn.
- Petrak, M.; Pape, J.; Schröder, K.-H.; Vollmer, M.; Dejoze, C. & Bosch, F. (2005): Habitat use of red deer in the military training area of Vogelsang: Conclusions for a visitor management strategy in the Eifel National park. In: Pohlmeier, K. (Editor): Extended abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005. DSV-Verlag: Hamburg: 435–437.
- Pollanschütz, J. (1980): Empfehlungen für die Bewertung von Verbiss- und Fegeschäden (Hilfstafeln). Mittl. der Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 33 S.
- Prien, S. (1997): Wildschäden im Wald. Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Parey Verlag: Berlin.
- Raesfeld, v.F. & Reulecke, K. (1988): Das Rotwild: Naturgeschichte, Hege, Jagdausübung. Paul Parey: Hamburg und Berlin, 416 S.
- Raimer, F. (1998): Aufnahmeanweisung zum systematischen Kontrollzaunverfahren im Nationalpark Harz. Nationalpark Harz, St. Andreasberg, 14 S.
- Raimer, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst und Holz, 7 (59): 331–335
- Rausch, G. (1991): Faunistisches Gutachten im Rahmen des Modellprojektes „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“. Gutachten in Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (unveröffentl.).
- Rausch, G. & Petrak, M. (2011): Zoologische Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. Teil 1 des Lebensraumgutachtens Wildschutzgebiet Kranichstein. Mittl. der Hessischen Landesforstverwaltung, Wiesbaden.
- Reimoser, F. & Gossow, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. Forest ecology and management, 88: 107–119.
- Reimoser, F. & Reimoser, S. (1997): Wildschaden und Wildnutzen – zur objektiven Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. Z. Jagdwiss. 43: 186–196.
- Reimoser, F. & Reimoser, S. (1998): Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald. Eine Arbeitsbroschüre der Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände, Wien.
- Remmert, H. (1988): Ökologie – ein Lehrbuch. Springer Verlag: Berlin, Heidelberg, New York.
- Richter, J. (1976): Die Ermittlung von Schältschäden. Forst- und Holzwirt, 31: 153–157.
- Richtlinie über die Hege und Bejagung des Rotwildes in Hessen. Forstliches Gutachten über die Schältschadenssituation in den Rotwildgebieten bzw. -bezirken. 1.) Erlass vom 20. Juli 1990, III B 3-5063-J 40 (StAnz. 34/ 1990 S. 1685/ GE-Nr.: 5/90); 2.) Erlass vom 7. August 1992, III A 1/ III B 3 -5271-J 40 (StAnz. 36/ 1992 S. 2147/ GE-Nr.: 10/92); 3.) Erlass vom 23. August 1993, III A 1/ III B 3-5210-J 40 (GE-Nr.: 13/93).
- Roeder, A. (1970): Schältschäden des Rotwildes an der Fichte. Dissertation; Forstl. Fakultät, Hann. Münden.
- Roeder, A. & Jäger, L. (1988): Die Verbissbelastung als Maßstab für eine weiserorientierte Wildbewirtschaftung. AFZ, 23: 649–650.
- Rosenstock, A. (2000): Lichtbaumsukzession und Sanierungswaldbau. – Neue waldbauliche Konzeptionen für das Forstamt Darmstadt. Collurio, 18: 203–209.
- Rosenthal, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationskundliche Untersuchungen auf Dauerflächen. – Diss. Bot., 182. Berlin/Stuttgart,

- 283 S.
- Roßmäßler, W. (1969): Das Rotwild in Hessen. Seine Bewirtschaftung im Staatswald. Mittl. Hess. Landesforstverwaltung, Bd. 5. J. D. Sauerländer's Verlag: Frankfurt am Main, 80 S.
- Roth, R. (1996): Der Einfluss des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. *Z. Jagdwiss.*, 42: 143–156.
- Röhrig, E. (1967): Wachstum junger Laubholzpflanzen bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen. *Allgm. Forst- u. Jagdzeitg.*, 138: 224–239.
- Roloff A. & Grundmann B. (2004): Stiel- und Traubeneiche – Arten oder Unterarten? – *AFZ-DerWald* 17/2004: 953.
- Rückrechnung von Wildbeständen (1989): Verfahrensbeschreibung am Beispiel von Rotwildpopulationen. Informationsveranstaltung am 1.12.1989 in der Forstschule Schotten, Hessen. Manuskript, 7 S.
- Schaefer, M. (1998): Ökologische Systeme – zur Bedeutung der Fauna in Wäldern. Untersuchungsergebnisse des Institutes für Waldbau der Universität Göttingen. Vortragsveranstaltung im Rahmen der Seminarreihe des Zoologischen Institutes der Goethe-Universität Frankfurt (unveröffentl.).
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Schneider, E. (1995): Zur Vegetationsentwicklung auf den aufgelassenen Ackerflächen des Kühkopfs und das damit verbundene Auftreten seltener Arten. *COLLURIO – Zeitschrift f. Vogel- u. Naturschutz Südhessen*, 13: 67–78.
- Schmidt, K. (1991): Untersuchungen zum Raum-Zeit-Verhalten sowie zur Winterfütterung von Rothirschen im Hochgebirge. Dissertation, Wien.
- Schmidt, W. (1998): Veränderungen in der Zusammensetzung pflanzlicher Inhaltsstoffe beim Eintritt in die Vegetations- und Winterruhe. Untersuchungsergebnisse des Institutes für Waldbau der Universität Göttingen. Tagungsband zur Vortragsveranstaltung „Fütterung von Schalenwild“. Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.), Fernwald.
- Schmidt, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 11, Hannover: 133–155.
- Schröder, W.; Georgii, B.; Wotschikowsky, U. (1986): Rotwildplanung Schönbuch. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg, 43 S. (unveröffentl.).
- Schulze, K. (1997): Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen.
- Siegrist, J. (2000): Natürliche Wiederbewaldung und Struktur eines ungeräumten Fichten-Windwurfs auf potentiellen Bergmischwaldstandorten. In: *Waldentwicklung im Nationalpark Berchtesgaden von 1983 bis 1997*. Forschungsbericht 43: 93–140.
- Simon, O. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Ethoökologie von Rothirsch (*Cervus elaphus* L., 1758) und Damhirsch (*Cervus dama* L., 1758) im Wildschutzgebiet Kranichstein. Diplomarbeit, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität, Frankfurt am Main: 108 S. (unveröffentl.).
- Simon, O. & Petrak, M. (1993): Wildbiologisches Gutachten für das Muffelwildgebiet Lauterbach im Schlitzer Land, Hessen. Gutachten im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (unveröffentl.).
- Simon, O.; Förster, A. & Kugelschafter, K. (1997): Entwicklung der Schalenwildbestände und deren Einfluss auf die Vegetation im Waldschutzgebiet „Gatter Edersee“. Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V.; Gutachten im Auftrag der Oberen Jagdbehörde Kassel, Hessen (unveröffentl.).
- Simon, O. & Goebel, W. (1998): Wildbiologisch-vegetationskundliche Untersuchungen zum Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation der Waldwiesen-Naturschutzgebiete. Gutachten im Rahmen des Grundlagengutachtens zu den Naturschutzgebieten „Steigwiesen bei Presberg“ und „Guntal bei Presberg“, Rheingau-Taunus-Kreis, im Auftrag des RP Darmstadt, Hessen, 160 + 30 S. (unveröffentl.).
- Simon, O. & Kugelschafter, K. (1998): Das Rotwild der Montabaurer Höhe. Nutzerkonflikte und Lösungsansätze. – Schriftenreihe des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., 24. Hennecke, 172 S.
- Simon, O. & Petrak, M. (1998): Zur Methodik der Linientaxation bei der Erhebung von Schälereignissen. *Z. Jagdwiss.*, 44: 113–122.
- Simon, O. & Goebel, W. (1999): Zum Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. *Natur- und Kulturlandschaft (Höxter/ Jena)*, 3: 172–177.
- Simon, O. (2002): Säugetiere im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main. – In: Malten, A., Bönsel, D., Fehlow, M. & Zizka, G. (Hrsg.): Erfassung von Flora, Fauna und Biotoptypen im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main, Teil V Arten und Biotope. Forschungsinstitut Senckenberg: 452 S.
- Simon, O. (2003): Rotwild im Salmwald. Lebensraumgutachten Gerolstein: Situationsanalyse und Konzepte zur Wildschadensreduktion und revierübergreifenden Wildbewirtschaftung. Gutachten im Auftrag der Stadt Gerolstein und des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Zeitbuch Verlag, 157 S. plus Anhang.
- Simon, O.; Lang, J. & Petrak, M. (2003): Zur Methode der Linientaxation bei der Aufnahme von Verbiss an Gehölzpflanzen. In: Stubbe, M. & Stubbe, A. (Hrsg.): *Methoden feldökologischer Säugetierforschung*, 2: 83–98.
- Simon, O. & Dietz, M. (2003): Erfassung der Fledermausvorkommen im FFH-Gebiet 6017-304 „Mönchbruch bei Mörfelden und Rüsselsheim und Gundwiesen bei Mörfelden“ im Rahmen der FFH-Grunddatenerhebung. Gutachten im Auftrag des RP Darmstadt, Hessen, 18 S. (unveröffentl.).
- Simon, O.; Dietz, M.; Lang, J. & Goebel, W. (2004): Natur- und Wildtiererlebnis in der Üfter Mark. – Konzept für ein Wildtiermanagement unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutz, Naturerlebnis und Erholung. Gutachten im Auftrag des Kommunalverbandes Ruhrgebiet KVR Ruhr Grün, Nordrhein-Westfalen, 144 S. (unveröffentl.).
- Simon, O. & Lieser, H. (2004): Jagd und Hege im Rotwildring Osburg-Saar. Empfehlungen für die Praxis im Jagdrevier. Erste Ergebnisse aus dem Lebensraum-Modellprojekt. Hrsg.: Förderverein Rotwildring Osburg-Saar e.V., 160 S., Zerf.

- Simon, O. & Goebel, W. (2005): Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und Vegetation im Nationalpark Kellerwald-Edersee. – Vegetations- und Gehölzentwicklung auf Weiserflächen in den Jahren 1994–2005. Forschungsbericht im Auftrag des Nationalparkamtes Kellerwald-Edersee, Bad-Wildungen: 70 S.
- Speidel, G. (1975): Grundlagen und Methoden zur Bestimmung der wirtschaftlich tragbaren Wilddichte beim Schalenwild. *Forstarchiv*, 46: 221–228.
- Szymank, A.; Hauke, U.; Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Das BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. – *Schriftenr. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 53, 556 S., Münster.
- Strandgaard, H. (1972): The roe deer (*capreolus capreolus*) population at Kalö and the factors regulating its size. *Danish Rev. Game Biol.*, 7: 1–205.
- Straßburger, E. (Hrsg.) (1983): *Lehrbuch der Botanik*. 32. Aufl. Fischer Verlag: Stuttgart, New York, 1160 S.
- Suchant, R. & Burghardt, F. (2003): Monetäre Bewertung von Verbisschäden in Naturverjüngungen. *AFZ-DerWald*, 13: 633–636.
- Tabel, U. (2000): Quantitäten von Buchen- und Eichenmasten als Beitrag zur Wildernährung. *Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt*. (schriftl. Mittl.).
- Taylor, A. R. & Knight, R. L. (2003): Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. – *Ecological Applications* 13, 4: 951–963.
- Tembrock, G. (1980): *Grundriss der Verhaltenswissenschaften: Eine Einführung in die allgemeine Biologie des Verhaltens*. 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, New York.
- Treiber, R. (1997): Vegetationsdynamik unter dem Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 6: 83–95.
- Ueckermann, E. (1960): *Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rotwild*. Paul Parey Verlag: Hamburg, Berlin.
- Ueckermann, E. (1981): *Die Wildschadenverhütung in Wald und Feld*. Paul Parey Verlag: Hamburg, Berlin.
- Ueckermann, E. & Scholz, H. (1988): *Wildäsungsflächen: Planung, Anlage, Pflege*. Paul Parey Verlag: Hamburg, Berlin.
- Vera, F. W. M. (1998): Naturentwicklung mit wildlebenden Huftiergemeinschaften. In: Cornelius, R., Hofmann, R. R. (Hrsg.): *Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege*. Inst. f. Zoo- und Wildtierforschung, Berlin: 90–101.
- Vera, F. W. M. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*. Oxon UK, CABI Publishing.
- Wagenknecht, E. (1981): *Rotwild*. Deutscher Landwirtschaftsverlag: Berlin, 489 S.
- Weitz, W. (1998): Zur Jagdgeschichte des Hauses Hessen-Darmstadt. *Hessenjäger*, 7: 9–13.
- Wotschikowsky, U. (1996): *Die Rehe von Hahnebaum*. Rieß-Druck: Benediktbeuren, 46 S.
- Wotschikowsky, U. & Ebert, K. H. (1999): *Das Rotwild im Schönbuch. – Ein jagdstrategischer und wildbiologischer Großversuch*. *WuH-Report* 19, 16 S.
- Wotschikowsky, U. & Simon, O. (2002): Ein Leitbild für das Rotwild-Management in Deutschland. In: Holst, S., Herzog, S. (Hrsg.): *Der Rothirsch – ein Fall für die Rote Liste? – Neue Wege für das Rotwildmanagement*. Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung in Bonn: 211–256.
- Wölfel, H. (1981): *Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (Cervus elaphus)*. Dissertation an der Universität Wien.

10 Anhang

Tabelle 83: Rotwild-Frühjahrsbestand zum 31.3. jeden Jahres. Im Jahr 2001 wurden die Bestandsschätzungen eingestellt (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Hessischen Forstamt Darmstadt)

Jahr	I	II	III	Kälber	ST	AT	Summe
1979	2	8	0	6	1	9	26
1980	0	11	0	11	2	11	35
1981	0	14	1	12	5	12	44
1982	1	17	0	8	6	13	45
1983	1	6	6	5	2	9	29
1984	2	1	2	4	2	3	14
1985	1	4	3	1	0	1	10
1986	1	3	2	1	1	1	9
1987	2	3	1	2	0	2	10
1988	2	3	1	2	2	2	12
1989	3	1	1	3	2	4	14
1990	1	3	1	4	2	6	17
1991	1	4	3	3	3	5	19
1992	1	4	3	4	2	8	22
1993	0	7	1	6	2	7	23
1994	0	7	2	3	2	9	23
1995	1	6	0	3	1	10	21
1996	0	8	0	5	1	6	20
1997	0	7	1	3	2	6	19
1998	0	7	2	3	1	7	20
1999	1	5	1	5	1	7	20
2000	1	6	1	3	1	7	19

ST = Schmaltiere;
 AT = Alttiere;
 I = Hirsche 10 Jahre und älter;
 II = Hirsche 5-9 Jahre;
 III = Hirsche 1-4 Jahre

Tabelle 84: Rotwild-Abschuss 1979/80 bis 2003/04 (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Hessischen Forstamt Darmstadt)

	Männchen				Weibchen			
	I	II	III	HK	WK	ST	AT	Summe
1979/80	2	0	0	1	0	1	2	6
1980/81	1	0	0	0	0	1	1	3
1981/82	0	0	3	3	3	0	4	13
1982/83	1	0	3	1	6	2	4	17
1983/84	0	0	2	0	1	0	1	4
1984/85	0	0	0	0	0	0	0	0
1985/86	0	0	0	0	0	0	0	0
1986/87	2	0	0	0	0	0	0	2
1987/88	1	0	0	0	0	0	0	1
1988/89	0	0	0	0	0	0	0	0
1989/90	1	0	1	1	0	0	1	4
1990/91	0	0	1	1	2	0	3	7
1991/92	1	0	0	1	2	0	0	4
1992/93	1	0	1	0	2	2	1	7
1993/94	0	0	6	2	1	1	1	11
1994/95	0	0	1	0	4	2	0	7
1995/96	1	0	0	2	2	1	2	8
1996/97	0	1	1	1	2	2	1	8
1997/98	0	1	0	5	0	1	1	8
1998/99	0	1	1	1	3	1	1	8
1999/00	0	0	0	2	4	0	1	7
2000/01	1	0	1	3	2	1	1	9
2001/02	1	0	0	1	3	2	1	8
2002/03	0	0	0	2	2	1	2	7
2003/04	1	0	0	3	2	1	1	8
Summe	14	3	21	30	41	19	29	157
Anteile	8,9%	1,9%	13,4%	19,1%	26,1%	12,1%	18,5%	100%
43,3%				56,7%				

HK = Hirschkälber;
 WK = Wildkälber;
 ST = Schmaltiere;
 AT = Alttiere;
 I = Hirsche 10 Jahre und älter;
 II = Hirsche 5-9 Jahre;
 III = Hirsche 1-4 Jahre

Tabelle 85: Damwild-Frühjahrsbestand zum 31.3. jeden Jahres. Im Jahr 2001 wurden die Bestandsschätzungen eingestellt (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Hessischen Forstamt Darmstadt)

Jahr	I	II	III	Kälber	ST	AT	Summe
1982	0	3	0	2	2	4	11
1983	0	3	0	4	1	6	14
1984	0	2	0	4	2	7	15
1985	0	2	0	4	2	7	15
1986	0	4	0	5	2	8	19
1987	1	2	2	4	1	8	18
1988	1	2	1	5	2	9	20
1989	1	7	1	4	2	10	26
1990	1	8	1	8	4	10	32
1991	0	3	0	3	2	6	14
1992	1	1	2	5	2	8	19
1993	1	3	2	4	2	8	20
1994	1	4	5	2	1	6	19
1995	1	2	4	6	0	7	20
1996	2	3	3	4	1	7	20
1997	0	4	3	4	2	7	20
1998	1	5	2	5	0	7	20
1999	1	5	2	4	1	7	20

ST = Schmaltiere;
 AT = Alttiere;
 I = Hirsche 10 Jahre und älter;
 II = Hirsche 5-9 Jahre;
 III = Hirsche 1-4 Jahre

Tabelle 86: Damwild-Abschuss 1982/83 bis 2003/04 (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Hessischen Forstamt Darmstadt)

Jahr	I	II	III	HK	WK	ST	AT	Summe
1982/83	0	1	0	0	0	0	0	1
1983/84	0	0	3	0	0	0	2	5
1984/85	0	1	0	1	1	0	0	3
1985/86	0	1	0	1	3	0	0	5
1986/87	0	2	0	1	4	0	2	9
1987/88	0	2	1	2	1	0	0	6
1988/89	0	0	0	1	6	0	1	8
1989/90	0	2	2	2	6	3	4	19
1990/91	1	1	4	5	5	1	1	18
1991/92	1	0	0	1	1	0	0	3
1992/93	0	0	3	6	0	0	1	10
1993/94	0	0	3	3	5	2	4	17
1994/95	1	1	2	0	0	2	0	6
1995/96	0	0	1	3	1	1	1	7
1996/97	2	0	3	2	3	2	1	13
1997/98	1	0	1	2	4	2	4	14
1998/99	0	0	2	3	2	2	1	10
1999/00	0	1	1	2	2	0	2	8
2000/01	1	0	1	4	1	2	2	11
2001/02	1	0	1	3	3	2	1	11
2002/03	0	0	0	1	0	0	0	1
2003/04	0	0	0	0	0	0	0	0
Summe	8	12	28	43	48	19	27	185

HK = Hirschkälber;

WK = Wildkälber;

ST = Schmaltiere;

AT = Alttiere;

I = Hirsche 10 Jahre und älter;

II = Hirsche 5-9 Jahre;

III = Hirsche 1-4 Jahre

Tabelle 87: Rehwild-Abschuss 1980/81 bis 2003/04 (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Forstamt Darmstadt)

Jahr	Böcke mehr-jährig	Böcke einjährig	Bockkitz	Rehkitz	Schmal-reh	Ricke	Summe
1980/81	5	5	1	2	3	4	20
1981/82	7	5	3	4	3	6	28
1982/83	4	2	7	5	5	7	30
1983/84	5	4	3	4	2	7	25
1984/85	4	3	2	2	4	4	19
1985/86	4	1	0	0	2	3	10
1986/87	5	3	1	6	5	9	29
1987/88	5	2	5	8	4	4	28
1988/89	4	4	5	4	3	7	27
1989/90	4	3	1	6	4	6	24
1990/91	6	3	2	3	3	7	24
1991/92	5	16	1	3	7	8	40
1992/93	9	6	3	4	5	8	35
1993/94	3	8	2	1	4	4	22
1994/95	6	8	2	3	5	4	28
1995/96	0	4	1	0	4	7	16
1996/97	1	7	2	2	5	3	20
1997/98	0	5	3	3	5	3	19
1998/99	0	2	3	4	5	3	17
1999/00	1	2	3	5	4	2	17
2000/01	0	5	4	1	7	4	21
2001/02	0	5	6	4	8	4	27
2002/03	0	3	1	0	5	1	10
2003/04	0	5	3	1	5	2	16
Summe	78	111	64	75	107	117	552

Tabelle 88: Schwarzwild-Abschuss 1980/81 bis 2003/04 (Quelle: Wildbestandsbuch der Revierförsterei Hirschköpfe im Forstamt Darmstadt)

Jahr	Keiler	Bachen	Überläufer	Frischlinge	Summe
1980/81	0	0	1	1	2
1981/82	0	0	0	0	0
1982/83	2	0	4	11	17
1983/84	1	1	4	26	32
1984/85	0	1	0	14	15
1985/86	0	0	9	15	24
1986/87	2	1	4	16	23
1987/88	0	0	1	10	11
1988/89	0	2	0	11	13
1989/90	0	5	4	28	37
1990/91	1	1	11	30	43
1991/92	1	4	4	19	28
1992/93	0	0	1	27	28
1993/94	0	2	19	34	55
1994/95	0	3	3	24	30
1995/96	1	3	5	14	23
1996/97	3	0	14	28	45
1997/98	0	0	8	20	28
1998/99	0	0	0	1	1
1999/00	0	0	1	4	5
2000/01	0	1	11	26	38
2001/02	2	4	33	62	101
2002/03	1	1	26	36	64
2003/04	1	0	31	23	55
Summe	15	29	194	480	718

11 Stichwortverzeichnis

- Ansitzjagd siehe Jagdmethoden
 Artmächtigkeit: 11, 110ff, 130, 138
 Äsungsangebot siehe Nahrungsmenge
 Äsungsbeliebtheit: 71ff
 Äsungsmengenzahlen: 22, 134f, 137, 141f,
 Äsungsverfügbarkeit siehe Nahrungsmenge
 Äsungszahlen siehe Äsungsmengenzahlen
- Bacherlenwald: 24, 39, 74, 81f, 109ff, 147
 Basensättigung: 36, 138
 Baumfrüchte siehe Baummast
 Baumhöhle siehe Höhlenbäume
 Baummast: 30f, 65, 81, 144ff,
 Beobachtungsansitze: 32f,
 Beobachtungsdauer: 33
 Beobachtungsintervall: 32f
 Beobachtungsprotokoll: 51ff, 57
 Besucherlenkung: 131, 168, 184ff, 202
 Betretungsverbot: 18, 186
 Beäusungsintensität: 21, 198
 Bechsteinfledermaus siehe Fledermäuse
 Bewegungsjagd siehe Jagdmethoden
 Blutauffrischung: 17
 Bodenwühlen siehe Wildschweinumbruch
 Bodenumbruch siehe Wildschweinumbruch
 Borstgrasrasen: 140ff, 175, 182ff
- Damwild
 - Abschuss: 55, 68, 168, 190, 194, 213
 - Äsungsintervall: 59, 197
 - Beobachtbarkeit: 57ff
 - Fellfarbe: 55f,
 - Frühjahrsbestand: 54f, 212
 - Zwillingenkälber: 56
- Dauerbeobachtungsflächen siehe Weiserflächen
 Deckungsgrad: 21f, 91, 160
 Drückjagd siehe Jagdmethoden
 Düngung: 44, 130, 152ff, 184
- Eichen-Hainbuchenwald: 24, 29, 36ff, 74, 94ff, 179
 Eichenheister: 69f, 116ff, 158ff
 Eichenkeimlinge: 30f, 66, 76ff,
 Eichenverjüngung: 73ff, 76ff, 79, 161ff,
 Eichenmischwald: 24, 74, 76ff, 90ff, 162ff
 Erlen-Eschenwald: 24, 29, 74, 109ff, 115ff
- Fauna-Flora-Habitat: 19, 164, 176, 178, 179ff, 180f,
 Feindvermeidung siehe Rotwild
 Feuchtwälder: 114f, 147, 165, 180, 182, 187
 Feuchtwiesen: 41f, 133ff, 151, 182, 198
 FFH-Gebiet siehe Fauna-Flora-Habitat
 Fledermäuse: 180, 187
 Flugsandschicht: 35f
 Fortpflanzungserfolg: 48f, 146
 Forstliches Gutachten: 29, 67, 156f, 166
 Forstliche Lebensraumgutachten siehe Forstliche Gutachten
 Fraßgesellschaften siehe Rotwild
 Futterwert: 131, 135, 174
- Gehölzverbiss
 - Hasenverbiss: 68, 71, 89, 161
 - Leittriebverbiss: 22, 28, 66ff, 158ff
 - Mäuseverbiss: 71, 101f, 107
 - Methode: 20ff
 - Seitentriebverbiss: 22, 28, 85f
 - Sommerverbiss: 20ff, 69ff, 96, 99
 - Transekte siehe Transektaufnahmen
 - Verbissintensität: 20ff, 66ff, 158ff
 - Verbissmenge siehe Äsungsmengenzahlen
 - Winterverbiss: 20ff, 30, 69ff, 96, 99
- Glatthaferwiesen: 26f, 142f, 182ff
 Grundwassereinfluss: 35, 41
- Hainsimsen-Buchenwald: 24, 26, 74, 87ff, 147, 179
 Hasenverbiss siehe Gehölzverbiss
 Hegegemeinschaft: 43, 55
 Heumahd siehe Wiesenmahd
 Hirschkäfer: 106, 181
 Holzeinschlag: 32, 44, 143f, 150f
 Höhlenbäume: 44, 180f
- Insektenkalamität
 - Raupenfraß: 73f, 80, 86f, 89ff, 105, 158, 164f
 - Käferfraß: 80, 110, 171ff
- Intervalljagd siehe Jagdmethoden
- Jagdmethoden
 - Ansitzjagd: 15, 59ff, 62ff, 187f, 190, 193
 - Bewegungsjagd siehe Drückjagd
 - Intervalljagd: 168, 188ff
 - Jagdruhe: 191, 193f
 - Kirrungsjagd: 62f, 188
 - Nachtjagd: 63, 188
 - Drückjagd: 62, 188, 190f
 - Schwerpunktbejagung: 182
 - Wahlabschuss: 48
- Jagderfolg: 60, 188ff
 Jagdstrategien siehe Jagdmethoden
- Kirrung siehe Jagdmethoden
 Knospenäsung siehe Triebäsung
 Kondition: 48, 64f
 Konstitution: 48
 Kontrollflächen siehe Weiserflächen
 Kronentriebe siehe Triebäsung
- Landgrafen: 13ff
 Langzeitbeobachtung: 32
 Lebensraumberuhigung: 184ff
 Lebensraumtypen: 179, 182, 186f, 195
 Lehrpfad: 18, 43, 184f
 Leitart: 184
 Leittriebverbiss siehe Gehölzverbiss
 Lichtbaum-Sukzession siehe Sukzession
 Lichtbedürfnis: 162
 Lichtzufuhr: 91, 162
 Linientaxation: 29f
 Lorsche Wald: 18
- Mast siehe Baummast
 Mahdzeitpunkt siehe Wiesenmahd
 Mahdnutzung siehe Wiesenmahd
 Mäuseverbiss siehe Gehölzverbiss
 Mehltau: 80, 91, 161ff
 Monitoring: 130, 166

- Nachtbeobachtung: 33
 Nachtjagd siehe Jagdmethoden
 Nahrungsattraktivität: 12
 Nahrungsmenge: 145f, 147ff
 Nahrungsvielfalt: 147, 151, 184
 Nationalpark: 19, 49, 155f, 163, 169
 Natura 2000 siehe Fauna-Flora-Habitat
 Naturschutz: 13, 168ff, 173, 179ff
 Naturverjüngung: 44, 80, 181, 194
 Neuschälprozent siehe Schäle
- Ohrmarke: 47, 56
 Ökosystem: 12, 74, 195
- Parforcejagd: 15ff
 Pestizideinsatz: 182
 Pfeifengraswiesen: 41f, 133ff, 171ff, 183
 Probekreise: 31, 76ff
 Prozessschutz: 181
- Quellen: 29, 35, 39, 180, 187
 Quellbereiche siehe Quellen
 Quellrinnen siehe Quellen
- Rehwild
 - Abschusshöhe: 60f, 214
 - Beobachtbarkeit: 60f
 - Wildbretgewichte: 60
 Rindenschälsschäden siehe Schäle
 Rotwild
 - Äsungsintervall: 54, 59, 197
 - Beobachtbarkeit: 57ff
 - Feindvermeidung: 50, 53ff, 58, 190
 - Fraßgesellschaften: 50
 - Frühjahrsbestand: 46ff, 210
 - Geburtsort der Kälber: 48f, 124
 - Mutterfamilien siehe Rudelverband
 - Reproduktion: 48
 - Rotwildgebiete: 10, 18, 152f
 - Rudelbildung: 50ff
 - Rudelgröße: 49, 50ff, 53f
 - Sicherverhalten: 33, 52f
 - Wildbretgewichte: 48f,
 - Zwillingsgeburten: 49
 - Zuwachs siehe Reproduktion
- Säurezeiger: 138
 Schalenwildeinfluss: 20f, 68, 163, 170ff
 Schalenwildverbiss siehe Gehölzverbiss
 Schäle
 - Schälaufnahme: 29f,
 - Schäldisposition: 166
 - Schälprozent: 30, 81, 166f
 - Schälschaden: 29f, 166f
 - Schälschadensverhütung: 81
 - Sommerschäle: 30
 - Winterschäle: 30, 192
- Schlagfluren: 39
 Schneckenfraß: 22, 80, 133, 171ff
 Schwarzwild
 - Beobachtbarkeit: 64
 - Dubletten: 63
 - Kírrung siehe Jagdmethoden
 - Nachtjagd siehe Jagdmethoden
 - Reproduktion: 64
 - Schwarzwildumbruch: 27, 81f, 83f, 134, 174, 175
 - Sommergeburten: 64ff
- Seitentriebverbiss siehe Gehölzverbiss
 Sichern siehe Rotwild
 Sicherverhalten siehe Rotwild
 Sommerverbiss siehe Gehölzverbiss
 Spätfrost: 80, 161, 199
 Stangenholz: 80, 167, 181
 Stauwasserböden: 36ff
 Stickstoffmineralisation: 106
 Stockausschlag: 111, 149
 Störung
 - Störbelastung: 33, 53f
 - Störreiz: 32f, 51, 53
 - Störwirkung: 12, 33, 53, 147, 187f, 193f
 - Störungsintensität: 33, 53, 157
 Sturmwurf: 22ff, 38ff, 61f, 69ff, 115ff, 159f
 Sukzession
 - Abfolge: 39
 - Fläche: 44, 159f, 165
 - Gehölze: 116f, 123, 127
 - Lichtbaum-Sukzession: 44f
 - Stadien: 22, 72, 122, 163
 - Verlauf: 117, 130
 - Verzögerung: 116, 123
- Totholz: 180ff
 Tragfähigkeit: 147ff
 Transektaufnahmen
 - Rindenschäle: 29f
 - Wildverbiss: 27ff, 84
 Triebäsung: 143f,
 Trockenschäden: 22, 80, 92, 162
- Waldbauliches Gutachten siehe Forstliches Gutachten
 Waldinnensäume: 39f, 168
 Waldlichtungen: 39ff, 103
 Waldmeister-Buchenwald: 24, 74, 84ff, 179
 Waldweide: 13, 44
 Waldweidenröschen: 83, 149, 165
 Waldwiesen: 26ff, 35, 36ff, 43ff, 54, 130ff, 152ff, 168ff, 182ff
 Weidenröschen siehe Waldweidenröschen
 Wededichte siehe Wegenetz
 Wegegebot: 18,
 Wegenetz: 12, 18, 166ff, 185f
 Wegereduktion siehe Wegenetz
 Wegesperrung siehe Wegenetz
 Wiesenmahd: 27, 44, 63, 194
 Wildacker: 169f, 184
 Wildbann: 13, 18
 Wildbeobachtungskanzel: 18, 185
 Wildforschung: 12, 18, 19
 Wildlebensraumtyp: 147ff
 Wildpark: 17f, 43f
 Wildruhezonen: 131, 167, 184ff
 Wildschäden siehe Schäle, Gehölzverbiss
 Wildschutzgebiet: 10, 18, 19
 Wildschweinumbruch: 83, 130f, 132f, 139ff, 158ff, 174ff
 Wildtagebuch: 32f
 Wildtierverhalten: 32f
 Wildverbiss siehe Gehölzverbiss
 Wildverbisserhebung siehe Transektaufnahmen
 Wildwiesen siehe Waldwiesen
 Winteräsung: 32, 143ff, 192f
 Winterfütterung: 11, 146, 192f
 Winterverbiss siehe Gehölzverbiss
- Verbissintensität siehe Gehölzverbiss
 Verbissinventur siehe Transektaufnahmen

Verbisstransecte siehe Transekttaufnahmen
Verhaltensbeobachtung: 32ff, 68, 194
Vollmast siehe Baummast

Zielart: 180ff

12 Die Autoren



Olaf Simon, Diplom Biologe

Jahrgang 1966. Fachschwerpunkte: Wildbiologie, Säugetierökologie, Wildschadensmonitoring, Vegetationskunde, Naturbildung.

Das Biologie-Studium in Frankfurt und Gießen wurde 1992 mit einer Diplomarbeit zu Ökologie und Verhalten von Rothirschen und Damhirschen im Wildschutzgebiet Kranichstein abgeschlossen. Die Arbeit war Grundlage für die anschließenden Schwerpunkt-Erhebungen 1992 bis 2000 im Wildschutzgebiet.

Olaf Simon ist Mitbegründer des seit 2002 bestehenden privaten Instituts für Tierökologie und Naturbildung in Hessen. Seine Tätigkeit als freiberuflicher Wildbiologe beinhaltet regelmäßige Forschungsarbeiten und Gutachten zu wildlebenden Huftieren mit dem Schwerpunkt der Konflikt-Analyse und Konsens-Entwicklung im Themenfeld Schalenwild-Forstwirtschaft-Jagd-Naturschutz in Großschutzgebieten und „Rotwildbewirtschaftungsgebieten“. Der Rothirsch in seiner Beziehung zum Lebensraum und den verschiedenen Interessensgruppen spielt dabei eine zentrale Rolle. Neben den Huftieren bilden Wildkatze, Marderartige und Waldfledermäuse weitere Arbeitsschwerpunkte.



Dr. Wolfgang Goebel, Diplom Biologe

Jahrgang 1958. Fachschwerpunkte: Vegetationskunde, Ökologie von Wald- und Grünlandlebensräumen, Wechselwirkungen zwischen Wild und Vegetation, Biotopverbundplanung.

Das Biologie-Studium in Darmstadt wurde 1987 mit einer Diplomarbeit zur Wiesenvegetation des Wildschutzgebietes Kranichstein und 1994 mit einer Dissertation zur Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet abgeschlossen. Die Arbeit im Wildschutzgebiet Kranichstein war Grundlage für die anschließenden Schwerpunkt-Erhebungen 1992-2000 im Wildschutzgebiet.

Wolfgang Goebel ist Begründer des seit 1987 bestehenden privaten Planungsbüros ecoplan in Hessen. Seine Tätigkeit als freiberuflicher Ökologe beinhaltet Forschungsarbeiten und Gutachten zu Wald- und Grasland-Lebensräumen, auch im Zusammenhang mit dem Einfluss des Schalenwildes auf diese Lebensräume. Dabei wurde insbesondere auch die Verjüngungssituation der Eiche sowie die Dynamik der Wiesenregeneration nach Schwarzwildumbruch im Rhein-Main-Tiefland betrachtet. Schließlich steht auch die Erarbeitung ökologisch orientierter Maßnahmenkonzepte und deren konsensfähige Umsetzung im Konfliktfeld verschiedener Interessengruppen im Vordergrund, so z.B. in Mittelgebirgslagen wie dem Hunsrück und in Tieflagen wie dem Rhein-Main-Gebiet.



Dr. Michael Petrak, Diplom-Biologe

Jahrgang 1956. Fachschwerpunkte: Verhalten und Ökologie insbesondere von Rotwild, Damwild, Reh- und Schwarzwild, Vegetationsökologie, Konzepte zur Balance von Wild und Lebensraum, Jagd, Forstwirtschaft, Tourismus, Landwirtschaft und Naturschutz, Vermittlung der Ergebnisse für die Praxis.

1977 bis 1982 Studium der Biologie mit den Schwerpunkten Verhaltensforschung, Vegetationsökologie und Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität in Gießen.

Diplomarbeit und Dissertation an der JLU zum Rothirsch in der Eifel. Von 1982 bis 1987 Untersuchungen zur Ökologie des Damhirsches im Rahmen des Arbeitskreises Wildbiologie an der Universität Gießen, ab 1989 verantwortliche wissenschaftliche Koordination für das Modellprojekt „Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein“. Seit 1989 Leiter der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung des Landes Nordrhein-Westfalen in Bonn.

HESSEN



Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV)

www.hmuelv.hessen.de

