

**Randeffekt - Problematik fragmentierter Biotope am Beispiel  
ausgewilderter Birkhühner (*Tetrao tetrix* LINNAEUS 1758)  
in dem Moorkomplex Wurzacher Ried**

**Dissertation  
der Fakultät für Biologie  
der Eberhard - Karls - Universität Tübingen**

**zur Erlangung des Grades eines Doktors  
der Naturwissenschaften**

**vorgelegt von**

**Stefan Hövel**

**aus Stuttgart**

**2003**



**Tag der mündlichen Prüfung: 05. 12. 2002**

**Dekan: Prof. Dr. H.- U. Schnitzler**

**1. Berichterstatter: Prof. Dr. D. Ammermann**

**2. Berichterstatter: Prof. Dr. H.- R. Köhler**





# Danksagung

Die Durchführung und Fertigstellung dieser Arbeit war nur mit der Unterstützung vieler Personen möglich, bei denen ich mich auf diesem Wege recht herzlich bedanken möchte.

Dies gilt insbesondere für Herrn Prof. Dr. Dieter Ammermann, der die Arbeit annahm, betreute und das Erstgutachten erstellte.

Herrn Prof. Dr. H.- R. Köhler danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Ohne finanzielle und materielle Unterstützung des Landesjagdverbandes Baden - Württemberg e. V., vor allem durch den Stv. Geschäftsführer Herr Ernst Schniepp, wäre die Untersuchung nicht durchführbar gewesen.

Herr Dr. S. Bauer trug als langjähriger Projektleiter mit zahlreichen Anregungen und Hilfestellungen zum Gelingen dieser Arbeit bei.

Meine beiden Kollegen Dr. Hartmut Dick und Dr. Egbert Strauß waren immer zur Stelle, wenn ihre Hilfe benötigt wurde.

Die statistische Auswertung der einzelnen Birkhuhnstandorte übernahm die Game Conservancy Deutschland, namentlich Herrn Dr. Peter Fischer.

Meinen Freunden PD Dr. Matthias Hammerschmidt und Dipl. Biol. Robert Bauer danke ich für ihre hilfreichen Kommentare und Anmerkungen.

Herr Erich Kühnbach von der Fürstlich Waldburg - Zeilschen Forstverwaltung ersparte mir durch seine zahlreichen Beobachtungen und seine exzellente Ortskenntnis viele mühsame Wege durch das Moor.

Die kritische Durchsicht des Manuskriptes übernahm freundlicherweise Frau Ilse Müller.

Als letztes geht mein Dank an meine „Kleine Münsterländer“ Hündin Andra, die mich immer ins Moor begleitete. Bei der Suche nach Birkhuhnstandorten, unbesenderten Birkhühnern oder vergrabenen Sendern leistete sie unschätzbare Dienste.



# Inhaltsangabe

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	1
1.1	Biologie und Ökologie des Birkhuhns .....	2
1.2	Das Birkhuhnhabitat im Wandel der Zeit .....	5
1.2.1	Biotopverlust .....	5
1.2.2	Problematik isolierter Biotope am Beispiel des Wurzacher Rieds und des Birkhuhns in Oberschwaben .....	6
1.2.3	Das Wurzacher Ried .....	7
<b>2</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	11
2.1	Herkunft und Aufzucht der Versuchstiere .....	11
2.2	Lage und Ausstattung der Freilandvolieren .....	11
2.3	Besatzzahlen und Aufenthaltsdauer .....	12
2.4	Vorgehensweise bei den Auslassungen .....	12
2.5	Fang und Besenderung .....	12
2.6	Peilung und Lokalisation .....	14
2.7	Mobilität .....	14
2.8	Aktionsraumgrößen und Aktionszentren .....	15
2.9	Charakterisierung der Habitatstrukturen .....	16
2.10	Charakterisierung der Aufenthaltsorte .....	17
2.11	Temperatur und Luftfeuchte .....	18
2.12	Etablierungsverhalten der ausgelassenen Birkhühner .....	18
2.13	Ermittlung der relativen Dichte von Fuchs und Habicht im Moorkörper .....	18
2.14	Statistik .....	19
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	23
3.1	Untersuchungszeitraum und Datenmaterial .....	23
3.2	Auslasszahlen und Auslasszeitpunkte .....	24
3.3	Fang- und Wiederfangzahlen .....	25
3.4	Gewichtsentwicklung .....	27
3.5	Fortpflanzungsverhalten .....	29
3.5.1	Zählungen auf den Balzplätzen .....	29
3.5.2	Balzaktivitäten besonderer Hähne .....	29
3.5.2.1	<i>Frühjahr</i> .....	29
3.5.2.2	<i>Herbst</i> .....	30
3.5.3	Lege- und Brutaktivitäten besonderer Hennen .....	31
3.6	Mobilität .....	33
3.6.1	Jahreszyklische Mobilität .....	33
3.6.1.1	<i>Adulte Birkhühner</i> .....	33
3.6.1.2	<i>Subadulte Birkhühner</i> .....	33
3.6.1.3	<i>Unterschiede im jahreszyklischen Mobilitätsverhalten adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	34
3.6.2	Geschlechtsspezifische Mobilität .....	34
3.6.2.1	<i>Adulte Hähne</i> .....	34
3.6.2.2	<i>Adulte Hennen</i> .....	34
3.6.2.3	<i>Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten adulter Birkhühner</i> .....	35
3.6.2.4	<i>Subadulte Hähne</i> .....	35

3.6.2.5	<i>Subadulte Hennen</i> .....	35
3.6.2.6	<i>Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten subadulter Birkhühner</i> .....	35
3.6.2.7	<i>Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	36
3.6.3	Mobilitätsverhalten einer gesperreführenden Henne .....	36
3.6.4	Mobilitätsverhalten nach den Auslassungen .....	37
<b>3.7</b>	<b>Aktionsräume und Aktionszentren</b> .....	<b>39</b>
3.7.1	Jahreszyklische Aktionsräume und –zentren .....	39
3.7.1.1	<i>Adulte Birkhühner</i> .....	39
3.7.1.2	<i>Subadulte Birkhühner</i> .....	39
3.7.1.3	<i>Unterschiede der jahreszyklischen Aktionsräume und –zentren adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	39
3.7.2	Geschlechtsspezifische Aktionsräume und –zentren.....	40
3.7.2.1	<i>Adulte Hähne</i> .....	40
3.7.2.2	<i>Adulte Hennen</i> .....	40
3.7.2.3	<i>Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und -zentren adulter Birkhühner</i> .....	41
3.7.2.4	<i>Subadulte Hähne</i> .....	41
3.7.2.5	<i>Subadulte Hennen</i> .....	42
3.7.2.6	<i>Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und –zentren subadulter Birkhühner</i> .....	42
3.7.2.7	<i>Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und –zentren adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	43
3.7.3	Aktionsraum einer gesperreführenden Henne .....	43
3.7.4	Aktionsräume und -zentren nach den Auslassungen .....	43
3.7.5	Individuelle Aktionsraumgrößen.....	45
3.7.6	Migrationen aus dem Riedbereich .....	46
3.7.7	Zusammenfassung .....	48
<b>3.8</b>	<b>Nutzung der verschiedenen Habitatstrukturen</b> .....	<b>50</b>
3.8.1	Nutzung von Moorbereichen .....	50
3.8.2	Nutzung von Strukturklassen und Strukturtypen .....	50
3.8.3	Nutzungsunterschiede im Ost- und Westteil des Wurzacher Rieds .....	52
3.8.4	Saisonale Habitatnutzung adulter und subadulter Birkhühner .....	53
3.8.5	Altersspezifische Habitatnutzung .....	56
3.8.5.1	<i>Adulte Birkhühner</i> .....	56
3.8.5.2	<i>Subadulte Birkhühner</i> .....	57
3.8.5.3	<i>Altersspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	58
3.8.6	Geschlechtsspezifische Habitatnutzung.....	58
3.8.6.1	<i>Adulte Hähne</i> .....	58
3.8.6.2	<i>Adulte Hennen</i> .....	59
3.8.6.3	<i>Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter Birkhühner</i> .....	59
3.8.6.4	<i>Subadulte Hähne</i> .....	60
3.8.6.5	<i>Subadulte Hennen</i> .....	61
3.8.6.6	<i>Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl subadulter Birkhühner</i> .....	61
3.8.6.7	<i>Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter und subadulter Birkhühner</i> .....	62
3.8.7	Habitatnutzung einer gesperreführenden Henne .....	63
3.8.8	Habitatnutzung nach den Auslassungen .....	63
3.8.9	Zusammenfassung .....	67

<b>3.9</b>	<b>Charakterisierung der Aufenthaltsorte</b>	69
3.9.1	Ruheplätze	69
3.9.1.1	<i>Lage</i>	69
3.9.1.2	<i>Exposition</i>	69
3.9.1.3	<i>Abschirmung</i>	69
3.9.1.4	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	69
3.9.1.5	<i>Horizontwinkel</i>	70
3.9.1.6	<i>Vegetation auf dem Standortquadratmeter</i>	70
3.9.1.7	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	71
3.9.2	Schlafplätze	71
3.9.2.1	<i>Lage</i>	72
3.9.2.2	<i>Exposition</i>	72
3.9.2.3	<i>Abschirmung</i>	72
3.9.2.4	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	72
3.9.2.5	<i>Horizontwinkel</i>	72
3.9.2.6	<i>Vegetation auf dem Standortquadratmeter</i>	73
3.9.2.7	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	73
3.9.3	Balzplätze	74
3.9.3.1	<i>Lage</i>	74
3.9.3.2	<i>Exposition</i>	74
3.9.3.3	<i>Abschirmung</i>	74
3.9.3.4	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	74
3.9.3.5	<i>Horizontwinkel</i>	74
3.9.3.6	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	74
3.9.4	Brutplätze	75
3.9.4.1	<i>Lage</i>	75
3.9.4.2	<i>Exposition</i>	75
3.9.4.3	<i>Nestmulde</i>	75
3.9.4.4	<i>Abschirmung</i>	75
3.9.4.5	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	75
3.9.4.6	<i>Horizontwinkel</i>	76
3.9.4.7	<i>Vegetation auf dem Standortquadratmeter</i>	76
3.9.4.8	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	76
3.9.5	Huderpfannen	77
3.9.5.1	<i>Lage</i>	77
3.9.5.2	<i>Exposition</i>	77
3.9.5.3	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	77
3.9.5.4	<i>Horizontwinkel</i>	77
3.9.5.5	<i>Vegetation auf dem Standortquadratmeter</i>	78
3.9.5.6	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	78
3.9.6	Schneehöhlen	79
3.9.6.1	<i>Lage</i>	79
3.9.6.2	<i>Exposition</i>	79
3.9.6.3	<i>Abschirmung</i>	79
3.9.6.4	<i>Horizontale Vegetationsdichte</i>	79
3.9.6.5	<i>Horizontwinkel</i>	79
3.9.6.6	<i>Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)</i>	80
3.9.7	Vergleich der einzelnen Standorte	80
<b>3.10</b>	<b>Mortalität</b>	83
3.10.1	Mortalität der Volierentiere	83
3.10.1.1	<i>Jungtiere</i>	83
3.10.1.2	<i>Wetterbedingte Gelege- und Kükenverluste</i>	83
3.10.2	Mortalität der Freilandtiere	87
3.10.2.1	<i>Gesamtverluste</i>	87
3.10.2.2	<i>Mortalitätsverlauf</i>	88
3.10.2.3	<i>Senderausfälle und Senderfunde</i>	88
3.10.2.4	<i>Unfälle und Krankheiten</i>	88
3.10.2.5	<i>Prädatoren</i>	89
3.10.2.6	<i>Gelegeverluste</i>	89

3.10.3	Auswirkungen verschiedener Faktoren auf die Mortalität .....	90
3.10.3.1	<i>Auslassjahr</i> .....	90
3.10.3.2	<i>Auslassgewicht</i> .....	94
3.10.3.3	<i>Jahresperiodische und jahreszeitliche Prädation</i> .....	95
3.10.4	Etablierungsverhalten nach den Auslassungen.....	96
3.10.5	Jahreszyklische Mortalität subadulter und adulter Tiere .....	98
3.10.6	Überlebenszeiten in Abhängigkeit des Auslasszeitpunktes und des Auslassjahres.....	99
3.10.7	Zusammenfassung .....	100
3.11	Prädatoren .....	102
3.11.1	Jagdstatistik des Fuchses ( <i>Vulpes vulpes</i> ) .....	102
3.11.2	Nutzung des Moorkörpers durch den Fuchs .....	102
3.11.2.1	<i>Baudichte</i> .....	102
3.11.2.2	<i>Relative Dichte des Fuchses im Moorkörper im Winter</i> .....	103
3.11.2.3	<i>Relative Dichte des Fuchses im Moorkörper zur Brutzeit</i> .....	104
3.11.3	Nutzung des Moorkörpers durch den Habicht ( <i>Accipiter gentilis</i> ).....	105
4	Diskussion .....	107
4.1	Methode .....	107
4.2	Gewichtsentwicklung .....	110
4.3	Fortpflanzungsverhalten .....	113
4.4	Mobilität und Aktionsraumgrößen.....	118
4.5	Habitatnutzung .....	123
4.6	Mortalität und Prädatoren .....	131
4.7	Eignung des Wurzacher Rieds als Birkhuhnlebensraum .....	142
4.8	Schlussbetrachtung .....	144
4.9	Zusammenfassung .....	147
5	Literatur .....	150
6	Anhang .....	171

# Liste der Karten und Abbildungen

Karte 1: Das Verbreitungsareal des Birkhuhns <i>Tetrao tetrix</i> .....	4
Karte 2: Das Wurzacher Ried .....	8
Abbildung 1: Gewichtsentwicklung der ausgelassenen Birkhühner in den Winterhalbjahren 1989 - 1993 .....	27
Abbildung 2: Gewichtsentwicklung juveniler Birkhühner nach den Herbstauslassungen .....	28
Abbildung 3: Gewichtsentwicklung in Abhängigkeit der Lebensdauer.....	28
Abbildung 4: Balzende Hähne im Wurzacher Ried.....	29
Abbildung 5: Wöchentliche Mobilität einer adulten, gesperreführenden Henne .....	36
Abbildung 6: Jahreszyklische Migrationsereignisse von ausgelassenen Birkhühnern .....	47
Abbildung 7: Lufttemperatur und relative Luftfeuchte um die Schlupftermine in den Jahren 1989 bis 1992.....	85
Abbildung 8: Mortalitätsursachen besonderer Birkhühner zwischen 1988 - 1993 .....	87
Abbildung 9: Mortalitätsverlauf innerhalb der ersten 12 Monate nach den Auslassungen .....	88
Abbildung 10: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1988.....	90
Abbildung 11: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1989.....	91
Abbildung 12: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1990.....	91
Abbildung 13: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1991.....	92
Abbildung 14: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1992.....	92
Abbildung 15: Abhängigkeit zwischen Auslassgewicht und Überlebensdauer .....	94
Abbildung 16: Verlustereignisse durch Prädatoren in den Zeiträumen 1988 und 1993 und 1982 - 1987 .....	95
Abbildung 17: Jahresperiodische Erbeutungsschwerpunkte durch Fuchs und Habicht .....	96
Abbildung 18: Verlustzeitpunkte etablierter, subadulter und adulter Birkhühner zwischen 1988 und 1993 .....	99
Abbildung 19: Fuchsstrecke des Hegerings Bad Wurzach 1979 - 1993 .....	102
Abbildung 20: Habichtsbeobachtungen im Wurzacher Ried zwischen 1988 und Ende 1992 .....	105

## Liste der Tabellen

Tabelle 1:	Klassifizierung der Strukturklassen und Strukturtypen und ihre Ausdehnung in beiden Moorteilen des Wurzacher Rieds.....	16
Tabelle 2:	Parameter und Methoden zur Charakterisierung von Schneehöhlen, Ruhe-, Schlaf-, Balz-, Brut- und Huderplätzen sowie ihrer Nahbereiche .....	17
Tabelle 3:	Lage und Strukturzusammensetzung der Transekte zur Bestimmung der relativen Fuchsdichte .....	19
Tabelle 4:	Jährlicher Begehungs- und Telemetrieaufwand.....	23
Tabelle 5:	Nachweise über das Schicksal besenderter und unbesenderter Birkhühner in den verschiedenen Auslassjahren .....	24
Tabelle 6:	Auslasszahlen und Auslasszeitpunkte von Birkhühnern im Wurzacher Ried .....	24
Tabelle 7:	Fangzahlen von Birkhühnern.....	25
Tabelle 8:	Wiederfänge besendet und unbesendet ausgelassener Birkhühner pro Auslassjahr .....	26
Tabelle 9:	Zeitlicher Ablauf der Reproduktionszyklen besenderter Hähne zwischen 1988 und 1992.....	30
Tabelle 10:	Brutbiologische Parameter besenderter Hennen .....	31
Tabelle 11:	Tägliches Mobilitätsverhalten der ausgelassenen Birkhühner im Jahresverlauf.....	34
Tabelle 12:	Tägliches Mobilitätsverhalten juveniler Birkhühner im Herbst der einzelnen Auslassjahre.....	38
Tabelle 13:	Aktionsraumgrößen (ha) und Aktionszentren (ha) der Birkhühner im Jahresverlauf .....	41
Tabelle 14:	Individuelle Aktionsraumgrößen (ha) besenderter Birkhühner .....	45
Tabelle 15:	Beobachtungen von Birkhühnern außerhalb des Wurzacher Rieds (Fernbereich: > 2 km).....	46
Tabelle 16:	Nutzung großflächiger Moorbereiche .....	50
Tabelle 17:	Angebot und Nutzung von Strukturklassen und Strukturtypen.....	51
Tabelle 18:	Nutzungsunterschiede im Ost- und Westteil des Wurzacher Rieds .....	52
Tabelle 19:	Saisonale Nutzung der Strukturtypen durch adulte Hähne und Hennen.....	54
Tabelle 20:	Saisonale Nutzung der Strukturtypen durch subadulte Hähne und Hennen .....	55
Tabelle 21:	Nutzung der Strukturtypen durch adulte Birkhühner .....	57
Tabelle 22:	Nutzung der Strukturtypen durch subadulte Birkhühner .....	57
Tabelle 23:	Nutzung der Strukturtypen durch ausgewilderte Hennen im Laufe der Fortpflanzungsphase und der Mauser.....	64
Tabelle 24:	Nutzung der Strukturtypen durch juvenile Hähne und Hennen nach den Herbstauslassungen.....	66
Tabelle 25:	Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht auf dem Standortquadratmeter von Ruhe-, Schlaf- und Brutplätzen sowie von Huderpfannen.....	70



Tabelle 26:	Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht in der Umgebung (400 m <sup>2</sup> ) von Ruhe- und Schlafplätzen .....	71
Tabelle 27:	Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht in der Umgebung (400 m <sup>2</sup> ) von Balz- und Brutplätzen sowie von Huderpfannen.....	78
Tabelle 28:	Birkhuhnverluste in den Freilandvolieren ab 1982 .....	83
Tabelle 29:	Brutbiologische Daten der Reproduktionszyklen in den Freilandvolieren .....	83
Tabelle 30:	Verlustereignisse nach den Herbstauslassungen 1988 - 1992 innerhalb der ersten 20 Wochen .....	93
Tabelle 31:	Etablierungsverhalten neu ausgelassener Birkhühner anhand der Aufenthalte in unbekanntem Rastern (A.u.R. (%)) und tägliche Mobilität (m) von Tieren mit Überlebensdauern von < 70 Tagen und > 70 Tagen .....	97
Tabelle 32:	Aufenthalt in unbekanntem Rastern (A.u.R.(%)) sowie wöchentliche Mobilität (m) nach den Frühjahrs- und Sommerauslassungen .....	98
Tabelle 33:	Relative Fuchsdichte im Moorkörper während der Wintermonate .....	103
Tabelle 34:	Moor- und strukturbezogene Nutzungspräferenzen des Fuchses auf Transekt 1 .....	104
Tabelle 35:	Moor- und strukturbezogene Nutzungspräferenzen des Fuchses auf Transekt 3 .....	104
Tabelle 36:	Relative Fuchsdichte im Moorkörper während der Frühjahrsmonate .....	104
Tabelle 37:	Saisonale Habichtsbeobachtungen im Wurzacher Ried .....	105



# 1 Einleitung

Das Wurzacher Ried war bis in die 1940er Jahre das birkwildreichste Moorgebiet im südlichen Oberschwaben. Das Birkhuhn war dort zwar im 18. Jahrhundert verschwunden, kehrte aber um 1830 in das Moor zurück. 1866 wurden ca. 40 Tiere bestätigt, 1874 hingegen war erneut kein Birkhuhn mehr im Wurzacher Ried zu finden. Aber bereits sechs Jahre später wurden wieder 70 Birkhühner festgestellt und der Bestand pendelte sich zwischen 1886 und 1915 auf 120 - 150 Tiere ein (FINCKH, 1881; DITTUS, 1915 zit. in HAAS, 1965). Nach dem zweiten Weltkrieg kam das Birkhuhn, im Gegensatz zum Federsee- und Pfrunger Ried, noch in größerer Anzahl im Wurzacher Ried vor (HAAS, 1965). Nach Unterlagen von Pater A. SCHNEIDER (1981) wurden 1948 über 100 Vögel, 1949 und 1950 noch 84 bzw. 76 Tiere gezählt. Im Jahr 1952 war der Bestand auf 32 Birkhühner abgesunken. 1956 waren noch drei Hähne und zwei Hennen zu beobachten. Obwohl im selben Jahr drei Gesperre registriert werden konnten, erholte sich die Population nicht mehr. Die letzte Beobachtung eines Gesperres datiert aus dem Jahr 1965, das letzte Birkhuhn wurde 1977 am Südostrand des Wurzacher Rieds gesehen (SCHNEIDER, 1981).

Ab 1978 wurde in einer gemeinsamen Aktion des Landesjagdverbandes Baden - Württemberg e.V. (LJV), des Deutschen Bund für Vogelschutz e.V., Landesverband Baden - Württemberg und der Landesanstalt für Umweltschutz, Institut für Ökologie und Naturschutz, der Versuch unternommen Birkhühner im Wurzacher Ried wiederanzusiedeln. Von 1981 bis 1991 war der Landesjagdverband alleiniger Projektträger (HÖLZINGER, 1980b; KALCHREUTER, 1980). Über Auslassungen sollte ein lebensfähiger Bestand mit natürlichem Altersaufbau begründet, die Ausdehnung auf angrenzende Moore gefördert und Anschluss an die alpine Population erreicht werden (BAUER et al., 1983). Um dieses Ziel schneller zu erreichen, wurden im Jahr 1983 die Auslassungen auf das benachbarte, ca. zehn Kilometer vom Wurzacher Ried entfernt liegende NSG "Gründlenried - Rötseemoos" (648 ha) ausgedehnt (BAUER et al., 1984).

Bis 1985 konnte ein Grundbestand von 20 - 25 Tieren etabliert werden. Die Tiere setzten alte Traditionen wie etwa die Wiederbesetzung alter Balzplätze fort, auf denen in mehreren Jahren bis zu fünf Hähne bei der Gruppenbalz beobachtet werden konnten (BAUER et al., 1983, 1984, 1985; KALCHREUTER et al., 1984). In den Herbstmonaten bildeten sich Trupps, die bis zu 18 Tiere umfassen konnten. Diese Trupps hielten sich, wie dies ebenfalls aus früheren Zeiten berichtet wird, gerne in den Randgebieten des Moores auf (BAUER et al., 1982, 1983; KALCHREUTER, 1981a, b). Der Bestand pflanzte sich in den Jahren 1983, 1984 und 1985 erfolgreich fort. 1983 konnten zwei Gesperre mit drei bzw. sechs Küken festgestellt werden (BAUER et al., 1984). Für 1984 und 1985 gelang lediglich der Nachweis unberingter Jungtiere, so dass die Anzahl der erfolgreichen Bruten nicht ermittelt werden konnte (BAUER et al., 1985, 1988).

Bereits 1984 deutete aber eine Reduzierung der Herbsttruppgröße einen allgemeinen Populationsrückgang an. Dieser erreichte 1986 und 1987 seinen Höhepunkt, so dass Ende 1987 nur noch zwei bis drei Hähne im Wurzacher Ried zu beobachten waren. Während der Rückgangsphase waren hohe Adultverluste und ein gegenüber den Vorjahren verändertes Verhalten der Tiere festzustellen. Die Randbereiche wurden nicht mehr in dem Maße zur Nahrungsaufnahme aufgesucht, wie es bis 1985 die Regel war. Die Gruppenbalz auf den traditionellen Balzplätzen wurde zugunsten der Einzelbalz, die teilweise in deckungsreichem Gelände stattfand, aufgegeben. Auch konnten ab 1986 keine erfolgreichen Naturbruten mehr nachgewiesen werden (BAUER et al., 1988).

Zwischen 1988 und 1993 etablierte sich erneut ein kleiner Grundbestand, der aber nicht die Höhe und die Stabilität wie in der Zeit bis 1985 erreichte. Im Frühsommer 1990 brüteten erstmals seit 1985 wieder vier Hennen im Wurzacher Ried (BAUER et al., 1990). Allerdings gelang erst 1992 einer besenderten Henne wieder eine erfolgreiche Naturbrut.

Für den Zusammenbruch des Bestandes zwischen 1985 und 1987 schieden genetische, verhaltens- oder krankheitsabhängige Ursachen ebenso wie biotopbedingte Gründe als Ursachen aus. Damit lag keine plausible Erklärung vor, die den Rückgang der Population verursachte. Deshalb wurde ab 1988 die vorliegende Untersuchung mit der Vorgabe eingeleitet, über mehrere Jahre eine größere Anzahl Birkhühner zu besondern. Mit den gewonnenen Daten über Mobilität, Aktionsräume, Habitatnutzung und Mortalität sollten Rückschlüsse auf die Eignung der ausgelassenen Birkhühner und des Wurzacher Ried als Birkhuhnlebensraum gezogen werden. Weitere Untersuchungen, die sich mit der Nahrungs- und Struktursituation im Wurzacher Ried und angrenzender Moore (STRAUß, 1990, 1996), mit der Rabenkrähe (DICK, 1995), mit der Kleinsäuger- und Insektenfauna im Wurzacher Ried (MESSINESIS, 1992) und angrenzender Moore (KLINGSEIS, 1993) beschäftigten, ergänzten die vorliegende Untersuchung. Hauptziel des Untersuchungskomplexes war es, zu einem ökologisch sinnvollen Konzept zur Erhaltung der ober-schwäbischen Moorökosysteme in ihrem landwirtschaftlich genutzten Umland zu gelangen (vgl. HÖVEL et al., 1994).

Für den Zeitraum vom 01.05.1991 bis 30.04.1993 bewilligte das Ministerium für den Ländlichen Raum Forschungsmittel des Staatshaushaltsplanes. Weitere Zuwendungen wurden aus Eigenmitteln des Landesjagdverband Baden - Württemberg e.V. und der überörtlichen Jagdabgabe bereitgestellt. Die fachliche Leitung oblag der Universität Tübingen und dem wissenschaftlichen Mitarbeiter des LJV. Die gesamte Projektleitung lag beim LJV Baden - Württemberg.

## 1.1 Biologie und Ökologie des Birkhuhns

Mit drei weiteren Arten bildet das Birkhuhn die Gattung *Tetrao*. Verschiedentlich wurden die vier Arten zwei Artengruppen zugeordnet, deren Gattungsnamen *Tetrao* und *Lyrurus* auf Carl v. Linné (1758) zurückgehen (s. WOLTERS, 1975 - 1982). Die Unterteilung erfolgte aufgrund der unterschiedlichen Schwanzausprägung, die beim Birkhuhn und kaukasischen Birkhuhn leierartig (Iyra = Leier; "oura" = Schwanz) ausgebildet ist. Morphologische Übereinstimmungen mit *Tetrao* lassen jedoch, ebenso wie Ähnlichkeiten im Paarungssystem und Geschlechtsdimorphismus sowie im relativ häufigen Auftreten fertiler Bastarde die Möglichkeit zu, alle Arten in der Gattung *Tetrao* zusammenzufassen (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990).

Als Folge der Anpassungen an die jeweiligen Bedingungen der einzelnen Lebensräume des großen Verbreitungsareals der Birkhühner lassen sich acht Unterarten differenzieren (ПОТАПОВ, 1985, 1987, 1989 zit. in KLAUS et al., 1990), deren geographische Variation in Größe und Färbung jedoch gering ist. Die Nominatform *Tetrao tetrix tetrix* besiedelt den gesamten nördlichen Teil des Areals sowie West- und Mitteleuropa (GLUTZ et al., 1973; ASCHENBRENNER, 1985).

Der Birkhahn ist an seinem blauschwarzen Gefieder, dem leierförmigen Schwanz, den weißen Unterschwanzdecken, der weißen Flügelbinde und dem weißen Bugfleck zu erkennen. Sein Gewicht schwankt je nach Herkunft zwischen 1100 - 1400 g. Die deutlich kleinere Henne wiegt im Schnitt 700 - 1000 g. Ihr

stark gebändertes Gefieder weist eine braun- oder gelbbraune Färbung auf. Beide Geschlechter haben über den Augen rote Rosen, die zur Balzzeit besonders deutlich ausgeprägt sind. Zuweilen tritt Albinismus auf (MICHALSKI, 1992).

Birkhühner laufen gut und ausdauernd. Ihr rascher Flug zeichnet sich durch eine hohe Schlagfrequenz und Wendigkeit aus. Durch ihr hohes Mobilitätsvermögen sind sie in der Lage neu entstandene Habitate wie Brandflächen, aufgelassene Wiesen oder künstlich bepflanzte Kahlschläge auch aus größerer Entfernung zu besiedeln (KLAUS et al., 1990).

Das Birkhuhn ist dämmerungs- und tagaktiv mit je einem Aktivitätsgipfel in den Morgen- und Abendstunden. Während der Hochbalz ist es in hellen Mondnächten gelegentlich auch nachtaktiv. Im Winterhalbjahr kann sich die Aktivität lediglich auf die Mittagszeit beschränken oder ganz ausfallen (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990). So beobachtete SEISKARI (1962) ein Birkhuhn, das ohne Unterbrechung 43 Stunden in seiner Schneehöhle verbrachte.

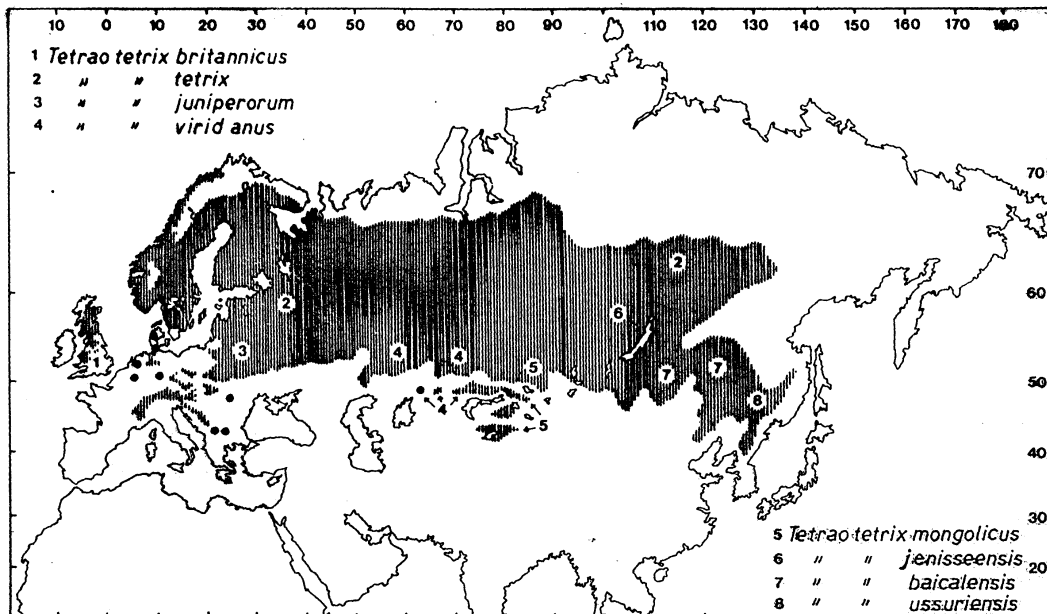
Birkhähne sind während der Fortpflanzungsperiode nur auf dem Balzplatz, Hennen vermutlich nur während der Vorlegephase territorial, so dass die Tiere praktisch das ganze Jahr über gesellig leben (ANGELSTAM et al., 1985). Dabei nimmt die Anzahl der Individuen pro Trupp zum Winter hin zu und beträgt im Mittel zwischen vier und acht Individuen (BAINES, 1994; HANSON et al., 1984; SCHMALZER, 1995).

Die Balz erfolgt auf Kollektivbalzplätzen (Arenen), die in der Regel an sehr übersichtlichen Stellen der jeweiligen Biotope liegen. Die Balz beginnt Mitte Ende März, erreicht im April ihren Höhepunkt und klingt dann aus. Die Hennen bebrüten ihre aus 7 - 10 Eiern bestehenden Gelege, die in kleinen Bodenmulden liegen, im Schnitt 26 Tage. Bei Verlust des Erstgeleges legen einige Hennen Nachgelege an. Einen Tag nach dem Schlupf verlässt die Henne mit ihren Küken das Nest. Die Küken müssen sich ihr Futter selbstständig suchen und werden bis zur Erlangung einer selbstständigen Thermoregulation von der Henne ca. 3 Wochen lang gehudert. Das Flugvermögen entwickelt sich bereits nach einer Woche. Im Alter von 10 Tagen werden kürzere Strecken lieber fliegend als laufend zurückgelegt (BEHNKE, 1957; GLUTZ et al., 1973). Im September haben die Jungtiere annähernd das Gewicht der Adulten erreicht und der Familienverband löst sich allmählich auf.

Birkhühner sind nur auf der Nordhalbkugel zu finden und gelten als Charaktertiere der Holarktis. Die Verbreitung des Birkhuhns erstreckt sich fast über die gesamte Wald- und Waldsteppenzonen der paläarktischen Region (s. Karte 1). Seine größte Dichte erreicht es in den borealen und subarktischen Waldgebieten und damit vergleichbaren Gebirgszügen und Glazialrelikten (GLUTZ et al., 1973).

Hinsichtlich der Pflanzengesellschaften fallen in den Lebensräumen hohe Anteile an *Ericaceen* und eine artenreiche Krautschicht auf (BAINES, 1989; 1994; BERGMANN et al., 1994; DEGN, 1979; HATLAPA, 1988; GLUTZ et al., 1973; LINDEMANN, 1952; SAEMANN et al., 1996). Ihre Nahrung suchen die Tiere vornehmlich am Boden, erst wenn eine hohe, geschlossene Schneelage den Nahrungserwerb am Boden unmöglich macht, gehen sie zur Baumäsung über. Im Frühling werden bevorzugt die eiweißreichsten Pflanzenteile (in der Regel austreibende Knospen) aufgenommen. Im Sommer besteht die Nahrung aus Blättern, Knospen, Blüten, Samen und Beeren. Im Herbst stellen Beeren verschiedener Zwergsträucher, Sträucher und Bäume den Hauptteil der Nahrung. Im Winter werden bei geschlossener Schneedecke Nadeln, Triebe, Zapfchen von Koniferen sowie Kätzchen und Knospen von Laubhölzern geäst (u.a. BEICHLE, 1985; BRÜLL, 1977; GLUTZ et al., 1973; MARTI, 1985; PORKERT, 1980; ZETTEL, 1974). Die Küken ernähren sich in

den ersten Lebenstagen fast ausschließlich von *Arthropoden*, deren mengenmäßiger Anteil ab der dritten Lebenswoche stark nachlässt und durch pflanzliche Nahrung ersetzt wird.



Karte 1: Das Verbreitungsareal des Birkhuhns *Tetrao tetrix*; Schwarze Punkte markieren isolierte Vorkommen (aus KLAUS et al., 1990).

Das ausgedehnte Verbreitungsgebiet des Birkhuhns schließt Urlandschaften ebenso wie anthropogen beeinflusste und gestaltete Gebiete ein. Die verschiedenen Lebensräume vermitteln einen Eindruck von der ökologischen Anpassungsfähigkeit der Art, weisen aber gemeinsame Strukturelemente auf (SCHERZINGER, 1976). Das Birkhuhn stellt eng umrissene Ansprüche an seinen Lebensraum, ist in seinen Habitatansprüchen ausgesprochen stenözisch und zeigt gegenüber veränderten Umweltbedingungen ein ausgesprochen geringes Adaptationsvermögen (BRÜLL, 1977; MEYER, 1974; SCHRÖDER et al., 1981). Das Birkhuhn fehlt in der Regel in geschlossenen Wäldern und ersetzt ökologisch das Auerhuhn an den Waldrändern und in weniger dicht bewaldeten Gebieten (VOOUS, 1962). Es besiedelt Bereiche, in denen sich Pionierpflanzengesellschaften mit Waldformationen abwechseln. Diese Bedingungen sind im alpinen Bereich an der Waldgrenze, wie auch in Mooren, Sümpfen und Heiden gegeben. Das Birkhuhn ist somit ein typischer Bewohner der Kampfwaldzone (u.a. FORSTNER et al., 1988; GLUTZ et al., 1973; HATLAPA, 1988; KLAUS et al., 1990; MARCSTRÖM et al., 1982; MÜLLER, 1983; PULLIAINEN, 1982; RAJALA, 1980; SCHERZINGER, 1976). Doch werden auch Sukzessionsflächen, wie sie nach Brand, Insektenkalamitäten oder durch Windwurf entstehen, bis zur Bildung eines geschlossenen Kronendaches besiedelt (KLAUS et al., 1991). Viele Vorkommen in Mitteleuropa sind an Hochmoorlebensräume gebunden (GINDRE, 1979; KLAUS et al., 1991; MEES, 1980; MÜLLER, 1988a; SAEMANN, 1987; SCHERZINGER, 1988).

In Mitteleuropa sind die Teilpopulationen seit Anfang des vergangenen Jahrhunderts stark rückläufig, halten sich auf niedrigstem Niveau oder sind bereits aus vielen Teilarealen verschwunden (BAINES, 1991; BEICHLER, 1984; BROZIO, 1990, 1996; CAYFORD, 1990; DEGN, 1979, 1980; GLÄNZER, 1980; GROVE et al., 1988; HANCOCK et al., 1999; HECKENROTH, 1980, 1988; HÖHN, 1991, 1992, 1993; HOLST-JÖRGENSEN, 1996; HÖLZINGER, 1987b; HUDSON et al., 1989; KAY-BLUM, 2000; KLAUS, 1996; KOLB, 1996; KÖLTRINGER, 1997; LÜTKEPOHL, 1988, 1996; MEIDEL, 1989; MÜLLER, 1980, 1988a, 1996; NIEMEYER, 1997; NIEWOLD, 1996; NIEWOLD et al., 1987; POPP et al., 1966; PÖSSEL, 1990; PRÜTER et al., 1997; SAEMANN, 1987;

SAEMANN et al., 1996; SCHERZINGER, 1988; SCHMALZER, 1995, 1997; SCHRÖDER et al., 1981; SCHULENBURG, 1991; SODEIKAT, 2001; WOIKE, 1980; ZIESEMER, 1980). Nur in den schweizerischen und österreichischen Alpen sowie im skandinavischen Verbreitungsareal sind die Birkhuhnpopulationen zur Zeit einigermaßen stabil, bedürfen aber aufmerksamer Kontrolle (GLUTZ et al., 1973; KLAUS, 1987; KLAUS et al., 1990; KLAUS, 1996). Dies gilt auch für einige Flachlandpopulationen, die auf Truppenübungsplätzen noch geeignete Rückzugsräume finden (GÖTZE, 1996; GRÜNTJENS, 1996; MENZEL, 1988; ZIEMER, 1988, 1996).

Neben Veränderungen der eigentlichen Lebensräume (s.u.) werden auch Freizeitaktivitäten und sonstige Störungen (GLUTZ, 1985; MARTI, 1986; MEILE, 1980, 1982; MÜLLER, 1983; SCHRÖDER et al., 1981; SODEIKAT, 1985a) oder Luftverschmutzung (PORKERT, 1979, 1980, 1991, 1995) für den Rückgang verantwortlich gemacht. Auch eine Verschlechterung des Klimas (EIBERLE et al., 1985; GLUTZ et al., 1973; LONEUX, 2000; MOSS, 1986) und die Bejagung (ELLISON, 1980; HÖLZINGER, 1975, 1987b; KLAUS, 1987; KUBASCH, 1993; SCHNEIDER, 1981; SCHRÖDER et al., 1981) sowie Interaktionen mit Fasanen (EBERT, 1963; GLÄNZER, 1988; MAHR, 1984; MEES, 1980; TÖNNIES, 1970) werden von einigen Autoren als Rückgangsursachen genannt. Die Rolle von Prädatoren als mögliche Rückgangsursache wird allerdings sehr kontrovers diskutiert (BAINES, 1991; BAINES et al., 1995; BEICHLE, 1988b; EBERT, 1963; GLÄNZER, 1989; HAAS, 1965; HÖLZINGER, 1980 a; MARCSTRÖM, 1990; SCHULZ, 1980; SILER, 1990).

## **1.2 Das Birkhuhnhabitat im Wandel der Zeit**

### **1.2.1 Biotopverlust**

In den Mooregebieten des Flachlandes wirkte sich die anfängliche Moorkultivierung zuerst positiv auf die Ausbreitung des Birkhuhnes aus. Die kleinflächigen Torfstiche, die Heidschnuckenbeweidung und vor allem die Buchweizenkultur schafften optimale Lebensräume. Erst die intensive Meliorierung der Moore, die Umwandlung von Niedermoorbereichen in land- oder forstwirtschaftliche Nutzflächen und die Aufgabe des Buchweizenanbaus zu Beginn dieses Jahrhunderts zogen einen großflächigen Bestandesrückgang nach sich. Der intensiv betriebene maschinelle Torfabbau und die vollständige Entwässerung vieler Moore führten schließlich zum Verlust vieler Lebensräume. In den deutschen Mittelgebirgen wurde durch Aufforstungen, Beseitigung von Steinrücken, Hecken und Feldgehölzen, durch intensivere Bewirtschaftung und Anlage von Dauerweiden der Lebensraum des Birkhuhnes nachteilig verändert.

Der großflächige Rückgang des Birkhuhnes ist somit in vielen Teilarealen eine Folge des landschaftlichen Struktur- und Nutzungswandels mit allen daraus resultierenden Veränderungen der "Kulturlandschaft alter Prägung" (MÜLLER, 1983). Damit stehen großflächige Verluste von geeigneten Biotopen und die Verschlechterung der Biotopqualität der verbliebenen Restflächen durch Kultivierung, Beseitigung von Strukturelementen, Eutrophierung, Aufforstungen oder auch höhere Hirsch- und Schafsdichten an erster Stelle der Rückgangsursachen (BAINES, 1991; BAINES et al., 1995; BEICHLE, 1984; BRÜLL, 1971, 1977; DEGN, 1980; DOENECKE et al., 1970; ELLENBERG, 1989, 1992; HECKENROTH, 1980; HÖLZINGER, 1987b; KLAUS et al., 1991; LINDEMANN, 1952; MEES, 1980; MEYER, 1974; MEYERHOFER, 1995; MÜLLER, 1988a; SCHERZINGER, 1988).

### 1.2.2 Problematik isolierter Biotope am Beispiel des Wurzacher Rieds und des Birkhuhns in Oberschwaben

In den letzten Jahrzehnten verschwanden in Mitteleuropa naturnahe Lebensräume oder sie wurden auf wenige, oft kleine Bereiche zurückgedrängt. Die daraus resultierende Verkleinerung und Isolierung naturnaher Restflächen ist zweifellos eine der Hauptursachen für das Aussterben von Arten (BLAB, 1992; BURGESS et al., 1981; HOVESTADT et al., 1992; MADER, 1980; MÜHLENBERG, 1985, MÜHLENBERG et al., 1992; MÜLLER, 1988a, b; RIECKEN, 1992).

Die Strategie der Ausweisung isolierter Ökosysteme als Naturschutzgebiete konnte bislang den Artenrückgang nicht stoppen, so dass Zweifel an der Effizienz des derzeitigen Natur- und Umweltschutzes berechtigt sind (HOVESTADT et al., 1992). Schwierigkeiten bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten liegen in einer räumlich eindeutigen Abgrenzung von Ökosystemen. Auch werden Ökosysteme in der Regel nur nach vegetationstypologischen Einheiten bzw. nach Habitatkomplexen kartiert. Die meisten Tierarten sind jedoch nicht oder nicht ausschließlich an pflanzensoziologisch definierte Raumeinheiten gebunden. Sie stellen vielmehr spezifische Ansprüche hinsichtlich bestimmter Biotopqualitäten wie Raumstruktur, Flächengröße, Vernetzung usw. (BLAB et al., 1989; MIOTK, 1980, 1986; PASSARAGE, 1982; PLACHTER, 1989). Zwangsläufig kann somit der Schutz von Ökosystemen nicht per se das Überleben der in ihnen lebenden Tierarten sichern (MÜHLENBERG et al., 1992). Mit dem europaweiten Schutzgebietsystem „Natura 2000“ wird momentan der Versuch unternommen über ein zusammenhängendes ökologisches Netz aus Gebieten der EU - Vogelschutzrichtlinie und neu auszuweisenden Schutzgebieten nach der Fauna - Flora - Habitatrichtlinie diese Defizite zu beheben (NATURA, 2000; NIEDERSTADT et al., 2000).

Die Dynamik isolierter Biotope wurde schon früh in aquatischen Insellebensräumen untersucht. MACARTHUR & WILSON (1967) stellten einen positiven Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenvielfalt fest. Größere Inseln weisen höhere Artenzahlen auf als kleinere. Die absolute Artenzahl ist dabei vom Isolationsgrad der Insel abhängig, der u.a. durch die Ein- und Auswanderungsrate repräsentiert wird. Im allgemeinen weisen Inseln mit zunehmender Entfernung vom Festland, also mit höherem Isolationsgrad, geringere Artenzahlen auf als Inseln, die nahe am Festland liegen. Die Artenzahl einer Insel bleibt für gewöhnlich in etwa konstant. Die Artenzusammensetzung allerdings wechselt. Dieses dynamische Gleichgewicht ist ein Produkt aus Aussterbe- und Neubesiedlungsprozessen, denen die einzelnen Populationen der Insellebensräume unterworfen sind.

Auch für terrestrische Habitatinseln konnte eine enge Korrelation zwischen Flächengröße und Artenzahl festgestellt werden. Allerdings gibt es auch Beispiele, in denen der Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl nicht so deutlich hervortrat, da neben der Flächengröße auch noch der Isolationsgrad, die Habitatdiversität und der Breitengrad Einfluss auf die Artenzahl haben können.

Insbesondere werden aber terrestrische Inseln in höherem Maße von anthropogenen und habitatfremden Einflüssen aus ihrer Umgebung beeinflusst (JANZEN, 1983), als dies bei aquatischen Inseln zu erwarten ist. Diese sogenannten Randeffekte äußern sich zum Beispiel in Strukturänderungen der Randzonen, in erhöhter Belastung der Insel durch Eintrag von Dünge- und Giftstoffen oder durch Erholungssuchende. Aber es treten auch Verdrängungs- und Konkurrenzsituationen ein, da beispielsweise Evertebraten bis mindestens 100 - 200 m in Biotopinseln eindringen können (HEYDEMANN, 1979).



Dies gilt auch für aus dem Umland stammende Prädatoren, die Inseln in Abhängigkeit ihrer Größe frequentieren (ANDRÉN et al., 1988; LEVENSON, 1981).

Aber nicht nur die Größe der Insel ist für das Ausmaß des Einstroms von Prädatoren abhängig. In fragmentierten Habitaten dürfte die Form des Produktivitätsgradienten von der Habitatinsel zur umgebenden Matrix eine Schlüsselrolle für das Verständnis der Prädation als Randeffect spielen (ANGELSTAM, 1986). Subnormale Dichten oder das Fehlen von Arten in Habitatinseln können eine Konsequenz eines geänderten Interaktionsmusters zwischen Prädatoren des Umlandes und der Inselfauna sein (ANGELSTAM, 1986).

Möglicherweise hängt der Rückgang des Birkhuhns in Oberschwaben mehr von dem zunehmenden Produktivitätsgradienten zwischen Biotopinseln und ihrem Umland ab, als von dem Verlust geeigneter Lebensräume. Sicher leitete der industriell betriebene Torfabbau zwischen den 1930er und 1950er Jahren den Rückgang der Birkhuhnpopulation ein. Das vollständige Verschwinden zuerst aus den kleinen, dann aus den großen Mooren lässt sich damit aber nicht erklären. Denn in der Folgezeit fanden keine großflächigen Biotopzerstörungen mehr statt und etliche Moore weisen noch genügend ursprüngliche Flächen auf (STRAUß, 1996). Als Folge der zunehmenden Intensivierung des Umlandes dehnte sich der Einflussbereich von Prädatoren auf alle Moorbereiche aus. Eine Unterteilung der Biotopinseln in Randzone und unbeeinflusste Kernzone könnte, wie dies MADER (1980) darstellt, bei einem hohen Produktivitätsgradienten zwischen Umland und der Insel keine Gültigkeit mehr besitzen. Deshalb ist es durchaus denkbar, dass das Birkhuhn unter dem Einfluss dieser habitatfremden Prädatoren selbst in noch geeigneten Lebensräumen ausstarb.

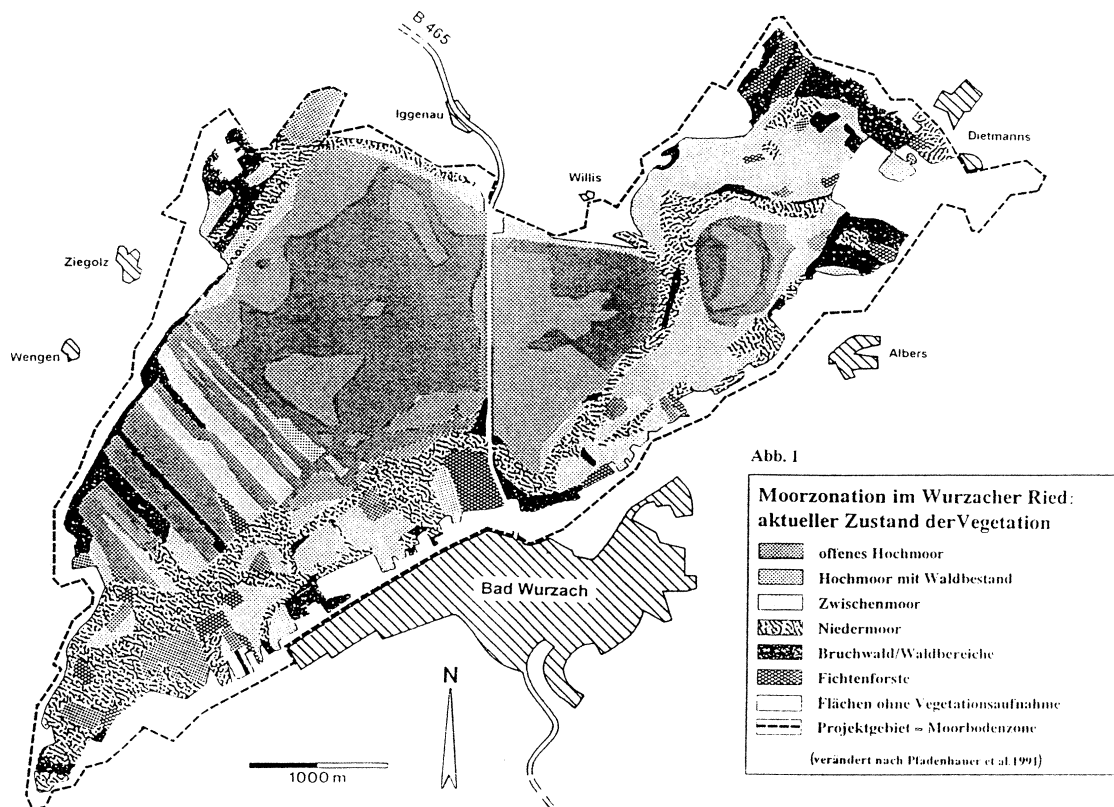
Da es nicht möglich ist das komplette Arteninventar eines Biotops zu erfassen, müssen sogenannte Indikatorarten, die den gesamten Lebensraum repräsentieren, zur Beurteilung eines Lebensraumes herangezogen werden (RIEKEN, 1992). Das Birkhuhn gilt als typischer Vertreter für vernetzte Hochmoor-Niedermoor- und Streuwiesenkomplexe, die zu den am meisten gefährdeten und durch anthropogene Einflüsse veränderten Ökosystemen zählen (BLAB, 1986; BRÜLL, 1977; BROZIO, 1995; CLEMENS, 1988, 1990; GÖTTLICH, 1980; KAULE, 1986; MÜLLER, 1988a; RIEKEN, 1992; SODEIKAT, 1988b; SUCCOW et al., 1986; TÖNNIEßEN, 1992; WOIKE, 1980). Sein Vorkommen kann als Indiz für noch ausreichend große, intakte und ungestörte Moorlebensräume gelten. Es nutzt ganzjährig ein breites Habitatspektrum und weist einen großen Raumanspruch sowie eine hohe Mobilität auf, die es bei Veränderung der Lebensraumqualität zur Emigration aber auch zur Immigration befähigt. Dabei kann ausschließlich das Vorkommen von Indikatorarten interpretiert werden. Fehlt jedoch eine Art, so können Rückschlüsse über deren Verschwinden nur unzureichend gezogen werden, weil in der Regel die für den Rückgang entscheidenden Ursachen nicht mehr nachgewiesen werden können (RIEKEN, 1992).

### **1.2.3 Das Wurzacher Ried**

Über die Geologie, Entstehungs- und Nutzungsgeschichte des Wurzacher Rieds liegen umfassende Veröffentlichungen vor (GERMAN, 1968; GÖTTLICH, 1968; KONOLD et al., 1990; PFADENHAUER et al., 1990). An dieser Stelle wird deshalb nur auf einige für das Verständnis des Wurzacher Rieds wichtige Faktoren eingegangen.

Das Wurzacher Ried gehört zum Naturraum "Oberschwäbisches Hügelland". Es liegt ca. 65 km südlich von Ulm, innerhalb des Wurzacher Beckens auf einer Höhe von 649 m - 655 m ü. NN. Der mittlere Jahresniederschlag in der unmittelbar südlich angrenzenden Stadt Bad Wurzach (47°56' N, 9°46' O) beträgt etwa 1100 mm, die mittlere Jahrestemperatur erreicht 6,0°C (PFADENHAUER, 1998).

Das Wurzacher Ried erstreckt sich mit seinen Nieder- und Hochmoorflächen von Südwesten nach Nordosten über eine Länge von ca. 8 Kilometern. Die maximale Nord - Südausdehnung beträgt ca. 3,5 Kilometer (s. Karte 2). Das Wurzacher Ried umfasst damit eine Fläche von 1812 ha und gilt als die größte zusammenhängende und noch intakte Hochmoorfläche Mitteleuropas (KAULE, 1974). Die durchschnittliche Moormächtigkeit beträgt 4 m, die maximale Mächtigkeit im Bereich des Haidgauer Schildes erreicht ca. 9,3 m (GERMANN, 1968).



Karte 2: Das Wurzacher Ried (aus JANSEN et al., 1993)

Das Wurzacher Ried weist auf ca. 500 ha noch weitgehend intakte Hochmoorflächen auf, die vorwiegend von nassen Wollgrasmooren (*Sphagnetum magellanicum*) besiedelt werden. Schlenkengesellschaften des *Caricetum limosae* gehen in Randnähe in trockenere Formen des Bergkiefern - Moorwaldes über. Auf den trockeneren Degenerationsstadien des Hochmoores (ca. 400 ha) dominieren *Vaccinium uliginosum* und *Calluna vulgaris* - Bestände.

Zwischenmoore sind in schmalen Streifen entlang des Randgehänges ausgebildet. Die häufigsten Pflanzengesellschaften sind das Fadenseggenmoor (*Caricetum lasiocarpae*) und das Drahtseggenmoor (*Caricetum diandrae*). Das Flachmoor spielt flächenmäßig nur eine untergeordnete Rolle und tritt hauptsächlich entlang der beiden das Moor entwässernden Bäche und im Bereich der Haidgauer Quellseen auf (KRACHT et al., 1991).

Das Wurzacher Ried beherbergt eine artenreiche Tier- und Pflanzenwelt und hat sich zu einem Rückzugsgebiet seltener Glazialreliktarten entwickelt. LÜTH (1990) wies ca. 790 Pflanzenarten nach. SCHNEIDER (1993) kartierte 264 Vogelarten, davon 104 Brutvogelarten. Insgesamt kommen - soweit bis heute bekannt - 25 Pflanzenarten und 74 Tierarten als Arten mit landesweit höchster Schutzpriorität im Wurzacher Ried vor, da sie landes- oder bundesweit akut bedroht und sogar weltweit bestandsgefährdet sind (BÖCKER et al., 1998). Eine vollständige Auflistung der bislang im Wurzacher Ried festgestellten Tierarten findet sich in JANSEN et al. (1993).

Die Randbereiche des Wurzacher Rieds wurden schon früh als Weide und zur Einstreugewinnung genutzt. Später wurden sie entwässert, z. T. mit mineralischem Boden aufgefüllt und aufgedüngt. Infolgedessen ist der ursprüngliche Übergang vom Hoch- zum Niedermoor an vielen Stellen verschwunden, so dass landwirtschaftlich genutzte Flächen in vielen Bereichen bis direkt an den Hochmoorkern heranreichen. In diesem Grenzbereich bildete sich ein dichter Waldgürtel aus, der nur stellenweise typischen Moorrandwaldcharakter aufweist.

Ab 1870 begann die Entwässerung größerer Moorbereiche für die Torfgewinnung. Neben den bäuerlichen Handtorfstichen begann im Jahre 1920 der industrielle Torfabbau, der nach einem Konsens über die künftige Strategie der oberschwäbischen Badetorfgewinnung Ende 1995 eingestellt wurde (SCHWINKÖPER, 1997). STRAUß (1996) kommt nach einer Analyse der Nahrungshabitate von Birkhühnern zu dem Schluss, dass im Wurzacher Ried als Folge des Torfabbaus neue für das Birkhuhn optimale Flächen entstanden. Ein Verlust von Birkhuhnbiotopen im Wurzacher Ried und anderen oberschwäbischen Mooren war danach bei weitem nicht in dem Umfang gegeben wie in anderen Regionen.

Der hohe Stellenwert des Wurzacher Rieds lässt sich am besten über eine Chronologie der seit annähernd 70 Jahre andauernden Schutzbemühungen ablesen (nach KRACHT, 1998 und JANSEN (1999), verändert):

- 1934 Antrag auf gesetzliche Ausweisung als NSG (1200 ha).
- 1959 wurden 426 ha Moorfläche zum Naturschutzgebiet erklärt.
- 1981 wurde das Naturschutzgebiet auf 1387 ha erweitert und erstmalig als Schutzzweck die "Erhaltung und ungestörte Weiterentwicklung als Hochmoorkomplex" definiert.
- 1986 Antragstellung zur Verleihung des Europadiploms.
- 1987 nimmt das Bundesumweltministerium das Wurzacher Ried in das Programm zur „Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung auf.
- 1989 (September) wird dem Wurzacher Ried das Europadiplom (Kategorie A) für den Zeitraum 19.06.1989 bis 18.06.1994 verliehen.
- 1990 teilt das „Ökologische Entwicklungskonzept Wurzacher Ried“ das Projektgebiet in Tabuzone, Pflegezone und Randzone auf.
- 1991 erfolgen auf Basis des Entwicklungskonzeptes von der BNL Tübingen erstellten Pflege- und Entwicklungsplanes die ersten Umsetzungsmaßnahmen: Renaturierungsmaßnahmen zur Regulierung des Wasserhaushaltes, Maßnahmen in der Pflegezone und zur Besucherlenkung (vgl. SCHALL, 1998). Im selben Jahr beginnt das Projekt „Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojektes Wurzacher Ried“.

- 1992 wird der „Faunistische Fachbeitrag“ zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet (Projektgebiet) Wurzacher Ried, Lkr. Ravensburg“ in Auftrag gegeben.  
Das „Monitoringkonzept Wurzacher Ried“ läuft an.
- 1993 werden der „Faunistische Fachbeitrag“ zu Pflege- und Entwicklungsplan sowie das Monitoringkonzept Wurzacher Ried abgeschlossen.  
Initiierung des Forschungsprojektes „Entwicklung, Optimierung und Eichung von Methoden für Langzeitmonitoring im Wurzacher Ried“.
- 1994 wird das Europadiplom bis Juni 1999 verlängert.
- 1996 erfolgt die Ausweisung eines erweiterten Naturschutzgebietes mit Ausschluss aller Fremdnutzungen auf der gesamten Moorbodenzone mit 1812 ha.
- 1999 Verlängerung des Europadiploms bis 2004.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Herkunft und Aufzucht der Versuchstiere

Die Versuchstiere entstammten einer Zucht von Forstamtmann Erwin Wagner aus Schramberg/Sulgen. Ihr Ursprung geht auf Importe skandinavischer Birkhühner zurück. Die Zuchttiere wurden dort in ca. 20 m<sup>2</sup> großen Freilandvolieren gehalten, die zum Großteil überdacht waren. Aus Hygienegründen waren die Volieren nur spärlich bepflanzt und mit Sandboden ausgelegt, der im Bedarfsfall abgeflammt oder rasch erneuert werden konnte.

Als Futter wurden frisch gesammelte Knospen, Triebe, Blätter und Beeren der saisonal zur Verfügung stehenden Nahrungspflanzen verabreicht. Ergänzt wurde das Angebot durch eine Körnermischung. Die notwendige Proteinversorgung der Küken war über die Gabe von Mehlkäferlarven (*Tenebrio molitor*) sichergestellt.

Die Brut und Aufzucht der Küken erfolgte durch Birkhennen. Nur in seltenen Fällen musste auf Zwerg-hennen zurückgegriffen werden.

Im Alter von 10 - 12 Wochen wurden die Jungtiere im Familienverband beim Züchter abgeholt, beringt, gewogen und in die Freilandvolieren im Wurzacher Ried gesetzt.

Ergänzend dazu sollten im Wurzacher Ried erbrütete und hennengeführte Jungtiere ausgelassen werden. Zum einen sollte so die Anzahl der Versuchstiere gesteigert, zum anderen frühzeitig an die abiotischen und biotischen Verhältnisse im Moor adaptierte Birkhühner herangezogen werden, die möglicherweise bessere Überlebenschancen besitzen, als fern des Auslassortes aufgezogene Tiere.

### 2.2 Lage und Ausstattung der Freilandvolieren

Sowohl im Ost- als auch im Westteil des Wurzacher Rieds wurde je eine 25 m × 10 m × 2 m große, leicht zerlegbare Freilandvoliere errichtet. Zur Verwendung kamen Fichtenrundhölzer, die an ihrer Oberkante durch Spanndrähte miteinander verbunden waren. Über diese Grundkonstruktion wurde ein reißfestes Volierenetz gespannt, welches an den Seiten ca. 20 cm tief in den Moorkörper eingegraben wurde.

Eine ca. 50 cm tief in den Untergrund eingelassene, zwei Millimeter starke PVC-Folie sowie ein in zwei Reihen geführter Weidezaun (9 V, 12 mA) und an den Seiten angebrachte Bretter sollten ein Durchgraben des Fuchses verhindern bzw. am Netz ruhende Tiere vor einem Zugriff von außen schützen. In der Regel waren die Volieren in zwei Abteile unterteilt.

Aufgestellte Schutzhütten sollten in den Volieren erbrütete Küken vor dem Veklammungstod bei Schlechtwetterereignissen bewahren. Huderstellen aus Torf und Sandkästen zur Aufnahme von Magensteinchen komplettierten die Einrichtung.

Die Struktur- und Vegetationsausstattung der Volieren entsprach denen der Haupteinstandsgebiete, so dass Deckung und Nahrung vorhanden waren. Zufütterungen der Tiere erfolgten mit gesammelter Nahrung und Hühneraufzuchtsfutter.

Die in den Volieren erbrüteten Küken erhielten zur Deckung des Proteinbedarfs in den ersten drei Lebenswochen zwei- bis dreimal täglich Mehlkäferlarven. Zerkleinerte Brennnesselblätter (*Urtica dioica*) und Eigelb wurden ebenso wie Putenstarter kaum aufgenommen. Ab der dritten Woche wurden die Mehl-

käferlarvengaben reduziert und allmählich durch Heidelbeer- und Rauschbeersträucher ersetzt, die dann, neben Löwenzahn- und Sauerampferblättern (*Taraxacum officinale*, *Rumex spec.*) die Hauptbestandteile der Nahrung bildeten.

Um Parasitosen vorzubeugen wurden die Volieren täglich von Blind- und Enddarmlosung gereinigt. Die Volieren waren schnell ab- und aufzubauen und konnten bei Bedarf kurzfristig versetzt werden. Dies entlastete die trittempfindliche Moorvegetation der Voliere und ihrer Umgebung. Außerdem konnte durch diese Maßnahme die bei längerem Gebrauch zwangsläufig ansteigende Parasitenbelastung vermindert (SODEIKAT, 1985b) und das natürliche Nahrungsangebot erhöht werden.

### **2.3 Besatzzahlen und Aufenthaltsdauer**

Im März/April wurden die beiden Freilandvolieren mit jeweils einem Hahn und ein bis drei Hennen besetzt. Die Hennen konnten sich in der ganzen Voliere bewegen. Den Hähnen stand nur ein kleines Abteil zur Verfügung. Über schmale Durchlässe konnten die Hennen die Hähne aufsuchen und wieder verlassen. Sobald die Hennen brüteten wurden die Hähne aus den Volieren genommen. So konnten unnötige Verunreinigungen mit Kot, aber auch Störungen der Hennen vermieden werden.

In einem Fall erfolgte die Auslassung eines riedbürtigen Gesperres fünf Wochen nach dem Schlupf. In zwei weiteren Fällen waren die Gesperre 10 bzw. 12 Wochen alt.

Im Herbst waren jeweils zwei gleich große Abteile der Volieren mit je drei bis fünf Jungtieren besetzt. Nach einer Aufenthaltsdauer von zwei Wochen wurden die Volieren geöffnet.

### **2.4 Vorgehensweise bei den Auslassungen**

Vor den Auslassungen wurde stichprobenartig ein Teil der Tiere gefangen, gewogen und besendert. Am nächsten oder übernächsten Tag wurden die Volieren frühmorgens auf einer Länge von 10 - 15 m geöffnet, so dass die Tiere tagsüber die Voliere verlassen konnten. Abends wurden die Volieren wieder verschlossen. So waren diejenigen Tiere, welche die Volieren nicht verlassen hatten oder in die Volieren zurückgekehrt waren vor Prädatoren sicher. Am nächsten Morgen wurden die Volieren erneut geöffnet.

### **2.5 Fang und Besenderung**

Zur Ermittlung demographischer Daten wie Bestandesentwicklung, Überlebensdauer, Gewichtsentwicklung und Gesundheitszustand sowie zur Durchführung von Neu- bzw. Wiederbesendungen waren in Nähe der Freilandvolieren Birkhuhnfallen aufgestellt. Sporadisch mit Mais gefüllte Futtereimer sorgten für die nötige Attraktivität der Fangorte. Die Fallen standen entweder direkt an den Volierennetzen oder unmittelbar neben den Futtereimern. In den Jahren 1988 und 1989 waren die Fallen jeweils nur von Januar bis Mai fängisch gestellt. In den darauffolgenden Jahren wurden bereits ab August Fangversuche unternommen.

Als Fanggeräte dienten handelsübliche Kastenfallen (160 cm x 28 cm x 35 cm) und eine von BÜB (1977) beschriebene spezielle Birkhuhnfalle (80 cm x 45 cm x 45 cm). In beiden Fällen saßen die Tiere nach

dem Fang geschützt in einer dunklen Holzkiste, so dass panikartige Reaktionen der gefangenen Birkhühner nahezu ausgeschlossen waren.

Ein gefangenes Birkhuhn konnte durch eine an der Oberseite der Fallen angebrachte Klappe problemlos entnommen, auf Ektoparasiten untersucht, gewogen und gegebenenfalls besendert werden. Die in der Falle vorhandene Losung wurde eingesammelt und auf Endoparasiten untersucht (vgl. STRAUß, 1996).

Zur Besenderung wurden die Birkhühner in einen Strumpf gesteckt, der im Zehenbereich aufgeschnitten dort aber zunächst noch verknotet war. Nach dem Wiegen (Digitalwaage der Fa. Kästner/Rottenburg, Wiegegenauigkeit 0,1 g) wurde der Knoten gelöst, so dass das Tier den Kopf und Hals herausstrecken konnte. Auf diese Weise waren die Tiere fixiert und konnten auch im Gelände ohne zusätzliche Hilfe besendert werden. Der Zeitraum vom Greifen des Tieres in der Falle bis zur Freilassung betrug fünf bis sieben Minuten.

Die Radiotelemetrie ist seit über 80 Jahren eine anerkannte Methode der biologischen Grundlagenforschung. Sie wurde im Laufe der Zeit ständig ausgebaut und verbessert. So werden nun im Bereich der Vogelforschung Wanderrouten von Zugvögeln über Satellit (NOWAK, 1991) und GPS ermittelt.

Das Grundprinzip der Radiotelemetrie besteht in der Übertragung einer codierten Information zwischen einer Informationsquelle und einem Informationsempfänger. Die Übertragung erfolgt über elektromagnetische Wellen (GEORGII, 1979; PRIEDE, 1992). Neben dem Sender mit angeschlossener Senderantenne gehören Empfangsantenne und Empfänger zum Übertragungssystem.

Von besonderer Bedeutung ist die Frequenz der Sender, da die Größe der Empfangsantenne von der Wellenlänge  $\lambda$  abhängig ist. Das optimale Verhältnis von  $\lambda/2$  ermöglicht bei höheren Frequenzen im 2 m Band (150 MHz) die Verwendung relativ kleiner und somit handlicher Antennen als bei niedrigeren Frequenzen (GEORGII, 1979).

Zum Einsatz kamen 2 m HB9 CV - H - Antennen der Fa. ANDES/Kaiserslautern und der Fa. WIMO/Herxheim, die als sogenannte Richtantennen gelten. Ihr Empfangsoptimum deckt zwar lediglich einen horizontalen Raumwinkel von  $\pm 30^\circ$  ab, sie bringen aber dafür in dieser Richtung besonders viel Gewinn (GEORGII, 1979).

Als Empfänger standen ein Yaesu FT - 290 R, der von einem ortsansässigen Elektroingenieur (Haberer Electronic GmbH) modifiziert wurde, sowie ein 100 Kanal Empfänger der Fa. REICHENBACH/Freiburg zur Verfügung.

Die Sender lieferte die Fa. BIOTRACK mit Sitz in Wareham (England). Sie waren getastet, das heißt die Signale bestehen aus einzelnen, in kurzen Abständen folgenden Signalimpulsen.

#### Technische Daten der Telemetrieausrüstung

Senderbezeichnung	TW - 2	Empfänger Yaesu FT - 290 R	143,5 - 148,5 MHz
Batterie	3,5 V Li-Zellen	100 Kanal Empfänger	150 - 151 MHz
Größe (mm)	35 x 20 x 15 mm	Antennenbezeichnung	2 m HB 9 CV-H
Gewicht	18 g	Antennenmaße	900 x 300 mm
Senderantenne	260 mm	Befestigungsart	„Halsband“
Lebensdauer	5 - 7 Monate		
Reichweite Boden - Boden	30 - 2000 m		
Reichweite Boden - Luft	bis 5000 m		

Zwei der verwendeten Sender waren mit Neigungsschaltern ausgerüstet, so dass über die Änderung des Taktverhältnisses auf Ruhe- oder Bewegungsaktivität geschlossen werden konnte. Beobachtungen in den Freilandvolieren zeigten je nach Kopf- und Halsneigung auch bei ruhenden Tieren Bewegungsaktivität, so dass diese Sender im Verlauf der Untersuchung keine zusätzlichen Daten liefern konnten.

Zwei weitere Sender waren mit größeren Batterien ausgerüstet, die eine längere Lebensdauer von 12 Monaten garantieren sollten. Beide Batterien versagten jedoch nach kurzer Zeit. So konnten auch in diesem Fall keine zusätzlichen Erkenntnisse gewonnen werden. Beide Sender/Batterieeinheiten wiesen zudem ein höheres Gewicht (20 g) als die übrigen Sender auf. Zur Befestigung wurde das Halsband des Senders durch eine seitlich an der Batterie angebrachte Öse geschoben und an der Unterseite verknötet. Die Weite des Halsbandes wurde nach Herstellerangaben so gewählt, dass bequem ein Daumen zwischen Halsband und Sender geschoben werden konnte (CRESSWELL, Fa. BIOTRACK, briefl.). Ein zusätzlich oberhalb der Batterie angebrachter Kabelbinder fixierte die Batterie/Sendereinheit und verhinderte ein Zuziehen des Halsbandes. Knoten und Kabelbinder wurden zusätzlich mit Sekundenkleber gegen Öffnen oder Verrutschen gesichert.

## 2.6 Peilung und Lokalisation

Eine der gängigsten Methoden zur Lokalisation besenderter Tiere ist die Kreuzpeilung oder Triangulation (KENWARD, 1987). Dabei werden drei oder mehrere Peilungen von verschiedenen Empfangsorten in eine Karte eingetragen. Im Idealfall kennzeichnet der gemeinsame Schnittpunkt den Aufenthaltsort des Tieres (SCHÖBER, 1986).

Da bei dem verwendeten Antennentyp jedoch Abweichungen bis zu  $\pm 59,6$  Grad auftreten können (SCHÖBER, 1986), lieferte diese Vorgehensweise nur ungenügende Resultate.

Zur Ermittlung der Mobilität und der Aktionsräume wurden die Tiere direkt im Moor angepeilt und angegangen. War das Signal auch ohne Antenne im Empfänger zu hören, wurde die Suche abgebrochen. Je nach Geländestruktur bedeutete dies eine Annäherung auf ca. 20 - 50 m. Durch Umkreisen konnte der Standort des Tieres ausreichend genau bestimmt werden (vgl. Anhang 1).

Zur Ermittlung der Habitatnutzung erfolgte eine Annäherung ohne Antenne so weit bis ein Ausschlag des Feldstärkemessers im Empfänger erhalten wurde. Je nach Geländestruktur bedeutete dies eine Annäherung auf ca. 10 - 15 m. Durch Umkreisen und spätere Gestübersuche konnte der Standort des Tieres exakt bestimmt werden (vgl. Anhang 1).

Nach Möglichkeit fand mehrmals täglich eine Anpeilung der einzelnen Sendertiere statt. Waren bis zum Abend keine Ortsveränderungen feststellbar, wurde das Tier bzw. der Sender angegangen, um die Ursache der Immobilität zu ergründen.

## 2.7 Mobilität

Über Standortbestimmungen sollten unter anderem die Aktivität der besenderten Birkhühner aufgezeichnet und daraus die tägliche, saisonale und jahresperiodische Mobilität, die Aktionsräume und das Dispersionsverhalten ermittelt werden.



Grundlage der Aktivitätsbestimmung war die kartographische Rasterung des Wurzacher Rieds in ein Hektar große Rasterquadrate (s. Anhang 2). Mit der Rastergröße war in jedem Fall gewährleistet, dass die Seitenlängen der Quadrate die Auflösung der Ortungstechnik nicht unterschritten (MÜHLENBERG, 1989). Als Kartengrundlage diente die von PFADENHAUER et al. (1990) erstellte Strukturkarte des Wurzacher Rieds im Maßstab 1:5000.

Die Raster wurden von Süd nach Nord bzw. von West nach Ost in aufsteigender Reihenfolge nummeriert, um so zur Kennzeichnung eines Rasters je einen Rechts- und Hochwert zuordnen zu können.

Die Berechnung der individuellen Mobilität erfolgte über die täglich zurückgelegten Distanzen zwischen den einzelnen Rastern. Dabei wurde jeder Rasterübergang einer Mobilität von 100 m gleichgesetzt. Hielt sich ein Tier ganztägig in einem einzigen Raster auf, so wurde dessen Mobilität mit 50 m vermerkt. Die ermittelten Werte geben somit nicht die exakt zurückgelegten Entfernungen an, sondern sie stellen ungefähre Angaben dar.

Die bei der Mobilitätsmittlung in Klammern stehenden Zahlen beziehen sich auf die Anzahl beobachteter Tiere und auf die Anzahl der durchgeführten Tagespeilungen (TP). Sie gelten für den Zeitraum vom 1.1.1988 bis 30.4.1993.

## **2.8 Aktionsraumgrößen und Aktionszentren**

Der Aktionsraum wird durch den räumlichen Aktivitätsbereich eines Individuums definiert. Zu seiner Definition gehört immer auch eine zeitliche Komponente (MÜHLENBERG, 1989; SCHWERTFEGER, 1978).

Die Ermittlung der Aktionsraumgrößen erfolgte über die Belegung der Rasterquadrate (1 Raster = 1 ha; s. Anhang 2). Zur Ermittlung der Aktionsraumgrößen wurden die äußersten belegten Raster durch Linien miteinander verbunden und alle innenliegenden und von den Verbindungslinien berührten Raster gezählt (MÜHLENBERG, 1989). Die Anzahl der Raster konnte dann mit der Aktionsraumgröße in Hektar gleichgesetzt werden. Diese Methode entspricht der Rastermethode („minimum area method“) von MOHR et al. (1966), nach der das kleinste konvexe Polygon ermittelt wird. Sie ist einfach und schnell durchzuführen und wurde beispielsweise von HALLER et al. (1986) und SKIRNISSON (1986) angewandt. Allerdings werden die Aktionsraumgrößen vermutlich überschätzt, da auch innerhalb des Polygons liegende Raster gewertet werden, auch wenn sie nicht genutzt wurden. Im Rahmen dieser Arbeit konnte jedoch eine Überschätzung der Aktionsraumgrößen toleriert werden, da über sie auch auf die Eignung des Wurzacher Rieds hinsichtlich seiner Größe geschlossen werden sollte. Auch andere Methoden geben in der Regel nicht die exakt genutzten Aktionsraumgrößen wieder und sind in Durchführung und Auswertung wesentlich aufwändiger (ELLENBERG, 1978; GEORGII, 1980).

Innerhalb des Aktionsraumes nutzten die Tiere jedoch nur einige Raster, womit der tatsächlich genutzte Raum wesentlich kleiner ist. Raster, in denen die Tiere mehrmals lokalisiert (> 5 TP bzw. 5 Tage) wurden, werden deshalb als Aktionszentren bezeichnet.

Für die Auswertung der Aktionsraumgrößen wurden nur Tiere herangezogen, die mehr als 20 Tagespeilungen aufwiesen, da sich mit Ausnahme des Mauserzyklus signifikante Abhängigkeiten zwischen

Anzahl der Peilungen und Aktionsraumgrößen ergaben (F-Test;  $p < 0,05$ ; Winter:  $r = 0,59$ , FG 1;13;  $F = 7,22$ ; Fortpflanzungsphase:  $r = 0,71$ , FG = 1;11;  $F = 11,51$ ; Herbst:  $r = 0,98$ ; FG = 1;2;  $F = 31,8$ ).

Im Laufe der Untersuchung verließen einige Birkhühner das Wurzacher Ried. Sobald ein Tier verschwunden war, wurde von den angrenzenden Höhen Peilungsversuche unternommen. Dabei wurde ein Radius von ca. 20 km um das Wurzacher Ried herum abgesucht.

## 2.9 Charakterisierung der Habitatstrukturen

Um Angaben über die großräumige Verteilung der Birkhühner im Wurzacher Ried und seiner direkten Umgebung machen zu können, wurden fünf großflächige Bereiche unterschieden. Dazu zählen

- ursprüngliche und leicht vorentwässerte Hochmoorflächen mit ca. 490 ha
- Abtönungsflächen mit ca. 415 ha
- Nieder- und Übergangsmoore mit ca. 95 ha
- Wälder mit ca. 195 ha
- intensiv genutztes Grünland mit ca. 400 ha

Seen, kleinere Bruchwälder, Großseggenbestände und Wanderwege bleiben unberücksichtigt.

Tabelle 1: Klassifizierung der Strukturklassen und Strukturtypen und ihre Ausdehnung in beiden Moorteilen des Wurzacher Rieds (nach PFADENHAUER et al., 1990, verändert). Die Strukturklassen 3/7 und 9/10 sind identisch; da letztere aber Torfstiche bzw. Übergangsmoor repräsentieren sind sie gesondert aufgeführt.

Strukturklassen	Strukturtypen	Fläche (ha)		
		Ostteil	Westteil	gesamt
1/5: Dominanz baumförmig wachsender Arten in Baum- und Strauchschicht ("Gehölze"); Deckung in der Baumschicht < 35%, wenn fehlend dann Deckung in der Strauchschicht > 35%; Höhe der Baumschicht bis > 4 m	1: Beerstrauch-Torfmoos- Spirken- und Latschenfilz mit Pfeifengras;	30	40	70
	5: Astmoos-Zwergstrauchgehölz mit Spirke, Pfeifengras und Torfmoosen	15	40	55
2/6: Dominanz strauchförmig wachsender Arten ("Gebüsche"), Deckung > 35%; baumförmige in Baum- und Strauchschicht fehlend (max.2,5% Deckung); Höhe der Baumschicht bis > 3 m	2: Torfmoos-Latschen Filz	100	90	190
	6: Beerstrauch-Pfeifengras-Spirkenwald mit Torfmoosen und oft beherrschender Birke oder Fichte	25	30	55
3/7: Dominanz strauch- und baumförmiger in Strauch- und Krautschicht ("Verbuschungen"); Baumschicht fehlend oder max.2,5% Deckung, Strauchschicht fehlend oder max.< 35% Deckung; Höhe der Baumschicht von 0,5 - 3 m	3: Heidekraut- und roter Torfmoosrasen mit vereinzelt Latschen bis 1 m Höhe, im Randbereich bis min. 2 m Höhe, aber auch teilweise Latschen bis 50% Deckung, dann aber meist unter 1 m Höhe	60	100	160
	7: Verbund aus Astmoos- Zwergstrauchgehölzen mit Spirken, Pfeifengras und Torfmoosen sowie Pfeifengras-Heidekraut-Heide	71	164	235
4/8: ohne Verbuschung ("offene Bereiche"); vereinzelt Vorkommen minus vitaler Latschen	4: Roter Torfmoosrasen mit vereinzelt Latschen meist nur bis 0,6 m Höhe;	-	70	70
	8: Wollgras-Heidekraut-Heide mit hohem Pfeifengrasanteil und lokalen Zwergstrauchgruppen	-	30	30
9/10: Dominanz strauch- und baumförmiger in Strauch- und Krautschicht ("Verbuschungen"); Baumschicht fehlend oder max. 2,5% Deckung, Strauchschicht fehlend oder max.< 35% Deckung; Höhe der Baumschicht von 0,5 - 3 m	9: Verbund aus Astmoos- Zwergstrauchgehölzen mit Spirken, Pfeifengras und Torfmoosen sowie Pfeifengras-Heidekraut-Heide; repräsentiert ehemalige Torfstiche	-	40	40
	10: Bunte Wollgras-Torfmoosrasen mit Bult-Schlenken-Komplexen bzw. Schlammseggen Torfmoos-Schlenken; repräsentiert Übergangsmoor	15	-	15

Detaillierte Angaben über die Nutzung des inhomogenen Moorkörpers waren jedoch nur über eine kleinräumigere Kartierung zu erreichen.

Auf Basis der Strukturkarte von PFADENHAUER et al. (1990) wurden vier Strukturklassen unterschieden, die unabhängig ihres Bewuchses vergleichbare Deckungs- bzw. Abschirmungsgrade durch Baumbewuchs aufwiesen. Um zusätzlich die verschiedenen Degenerationsstadien des Moores zu berücksichtigen wurden diese nochmals in zehn Strukturtypen untergliedert (s. Tab. 1).

## 2.10 Charakterisierung der Aufenthaltsorte

Die Charakterisierung der Balz-, Brut-, Ruhe-, Schlaf- Huderplätze und Schneehöhlen gibt Auskunft über kleinräumige Habitatnutzung, Strukturen und Deckung des Standortes und seines Nahbereiches.

Eine sichere Unterscheidung zwischen Ruhe- und Schlafplätzen kann über die Anzahl und Art der Losung getroffen werden. Da die Birkhühner im Mittel alle zehn Minuten eine Walze absetzen, kann über die Walzenanzahl die ungefähre Aufenthaltsdauer am Standort errechnet werden. Ruheplätze wurden nur dann aufgenommen, wenn zwei oder mehr Losungswalzen gezählt wurden. In der Nähe der Schlafplätze findet sich normalerweise Blinddarmlosung, so dass eine Unterscheidung gegenüber Ruheplätzen möglich ist (KLAUS et al., 1990).

Tabelle 2: Parameter und Methoden zur Charakterisierung von Schneehöhlen, Ruhe-, Schlaf-, Balz-, Brut- und Huderplätzen sowie ihrer Nahbereiche (s. HAYS et al., 1981; JANETSCHKE, 1982; MÜHLENBERG, 1989).

Parameter	Methode	Standort (1 m <sup>2</sup> )	Nahbereich (400 m <sup>2</sup> )
Lage: Entfernung zum Hochmoorrand	Ermittlung über Luftbild 1:5000	+	
Strukturtyp	Klassifizierung s. Tabelle 1		+
Anzahl der Bäume oder Baumkomplexe (durch Kronenschluss verbunden)	Auszählen	+	+
Höhe der Baumschicht	Zollstock (Durchschnitt aller Bäume bzw. Baumgruppen)	+	+
Abschirmung durch Baumschicht	Diagonale Messung des Durchmessers: $D = \sqrt{D_1 \times D_2}$ Abschirmung: $A = (3,14 D^2)/4 = 0,785 D^2$	+	+
Exposition	optisch (Einteilung in frei und gedeckt)	+	
Artenzusammensetzung der Vegetation	vegetationskundliche Aufnahme	+	+
Vegetationshöhe	Zollstock (Durchschnitt aus 10 Messungen)	+	+
Deckungsgrade der Vegetation	in Anlehnung Braun-Planquet 1 = selten 2 = Deck.: ≤ 5% 5 = Deck.: 6 - 15% 6 = Deck.: 16-25% 7 = Deck.: 26 - 50% 8 = Deck.: 51 - 75% 9 = Deck.: 76 - 100%	+	+
Horizontwinkel	Gefällemesser der Fa. Meridian; Am Boden liegend wurde in acht Himmelsrichtungen (N; NO; O, SO, S; SW; W; NW) die Winkelgrade der Horizontlinie ermittelt. Das Maximum wurde mit 35° angenommen, da beispielsweise eine 3,5 m hohe Bergkiefer in 5 m Entfernung keine Fernsicht mehr ermöglicht ( $\tan \alpha = h/s$ ).	+	+
Horizontale Vegetationsdichte	Messung der Dichte in vier Himmelsrichtungen (N; O; S; W) und in vier Höhengschichten (0,5 m, 1,0 m, 1,5 m, 2,0 m) in zwei, fünf und zehn Meter Entfernung vom Standort Die Ermittlung erfolgte mit Hilfe eines 30 x 30 cm großen Quadrates, welches in neun 10 x 10 cm große schwarze oder weiße Quadrate unterteilt war. Die prozentuale Bedeckung der Scheibe durch die Vegetation wurde in folgende Klassen eingeteilt: 1 = 0%; 2 = 1% - 20%; 3 = 21% - 40%; 4 = 41% - 60%; 5 = 61% - 80%; 6 = 81% - 100%; 7 = 100%.	+	+

Bei der Auszählung der Losungswalzen im Sommer/Herbst traten verschiedentlich Schwierigkeiten auf. In dieser Jahreszeit nimmt, entsprechend dem reichhaltigen Beerenangebot, die Losung breiigen Charakter an und kann nur schwer gefunden und ausgezählt werden.

Zur Charakterisierung der Standorte im Umkreis von 1 m<sup>2</sup> und des Nahbereiches 400 m<sup>2</sup> wurden die in Tabelle 2 aufgelisteten Parameter erhoben.

## **2.11 Temperatur und Luftfeuchte**

Für den Aufzuchtserfolg der Birkhühner spielt das Klima eine entscheidende Rolle (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990; SCHERZINGER, 1980).

Die Temperatur- und relative Luftfeuchtwerte stammen von einem im benachbarten Naturschutzgebiet „Gründlenried – Rötseemoos“ aufgestellten Thermo - Hygrographen. Der Thermo - Hygrograph dient zur kontinuierlichen Registrierung beider Parameter. Wegen seines großen Strahlungsfehlers bei der Temperaturmessung war das Gerät mit einer gut belüfteten Ummantelung versehen. Sein Standort befand sich zwei Meter über dem Boden.

Die gewonnenen Werte geben somit nicht exakt die Verhältnisse im Wurzacher Ried wieder. Sie sind aber durchaus geeignet Tendenzen für das Wurzacher Ried abzuleiten.

Da in der Regel für jeden Tag 12 Werte vorliegen, wird für die Auswertung der Tagesmittelwert des Zeitraumes zwischen 6.00 Uhr und 22.00 Uhr herangezogen. In dieser Spanne ist mit Aktivitäten der Küken zu rechnen.

## **2.12 Etablierungsverhalten der ausgelassenen Birkhühner**

Neben Inzuchtdepressionen, mangelnder Fitness und mangelnder Erfahrung können auch hohe Mobilität und fehlende Ortskenntnis Gründe für die hohe Mortalität ausgelassener Birkhühner sein. Da volierengezogene Tiere weder Wegdressuren noch Ortskenntnis besitzen, entscheidet möglicherweise die Ausprägung des Etablierungsverhaltens über ein Überleben in dem neuen Lebensraum.

Zur Ermittlung des Etablierungsverhaltens wurden die von Anfang an besenderten und lückenlos lokalisieren Birkhühner der Herbstauslassungen in Gruppen mit Überlebenszeiten < 70 Tage (n = 33) bzw. > 70 Tage (n = 16) unterteilt. Für jede Gruppe wurden die tägliche Mobilität und der Aufenthalt in unbekanntem Raster/Wochentage ermittelt. Dabei wurden Raster, in denen sich ein Individuum bereits einmal aufgehalten hatte als bekannt gewertet.

## **2.13 Ermittlung der relativen Dichte von Fuchs und Habicht im Moorkörper**

Um nähere Angaben über die relative Fuchsdichte in der Moorfläche zu erhalten, wurde in den Wintermonaten der Jahre 1991 bis 1993 die Spur- und Passdichte auf drei im Moor liegenden Transekten ermittelt (MÜHLENBERG, 1989). Die Transekte lagen im Westteil des Wurzacher Rieds, der sich gegenüber dem Ostteil durch seine größere Ausdehnung und durch das besser besetzte Birkhuhnwinterquartier auszeichnete. Die Transekte lagen in verschiedenen Entfernungsstufen vom Moorrand und schlossen verschiedene Strukturklassen sowie unterschiedliche Degenerations- und Nutzungsstadien des Moores ein. Zwei der Transekte verliefen auf einer Länge von ca. 1500 m parallel zum nordwestlichen Moorrand,

wobei die Entfernungen zum Hochmoorrand bei 1100 m (Transekt 1) bzw. bei 550 m (Transekt 3) lagen. Ein dritter Transekt führte mit derselben Länge direkt am Hochmoorrand entlang (Transekt 5).

Die Transekte 2 und 4 verbanden die Transekte 1 und 3 an ihren nordöstlichen bzw. südwestlich gelegenen Endpunkten und wiesen eine Länge von je 550 m auf (s. Tab. 3).

Tabelle 3: Lage und Strukturzusammensetzung der Transekte zur Bestimmung der relativen Fuchsdichte

Transekt	Entfernung zum Rand	rel. urspr. Hochmoor (m)			Abtorfungsbereiche (m)	Wald/Grünlandgrenze (m)
		freies Hochmoor Strukturtyp 4	locker strukturierter Strukturtyp 3	stark strukturiert Strukturtyp 2		
Tr. 1	1100	650	400	-	450	-
Tr. 3	550	530	440	100	430	-
Tr. 5	0	-	-	-	-	1500
Tr. 2	-	500	50	-	-	-
Tr. 4	-	-	-	-	550	-

Die Transekte wurden am frühen Vormittag abgegangen, wenn am Vortag bzw. in der Nacht Neuschnee gefallen war. So war gewährleistet, dass nur frische Spuren und Pässe aufgenommen und kartiert wurden. Wegen eventuell auftretender Störungen wurde auf Begehungen an zwei aufeinanderfolgenden Tagen verzichtet. Die Kontrollen begannen auch immer bei dem mittig im Moor gelegenen Transekt 1. Damit konnte eine störungsbedingte höhere Frequentierung der Innenbereiche vermieden werden.

Um die relative Fuchsdichte im Moorkörper während der Hauptbrutzeit der Birkhühner abschätzen zu können, wurde von Ende April bis Ende Mai der Jahre 1991 und 1992 auf den Transekten 1; 3; 5 je ein Kleinspüherplatz angelegt.

Jeder Spüherplatz war mit zwei Fischköpfen beködert, die mit einer dünnen, nassen Torfschicht abgedeckt waren. Anhand der im Torf abgedrückten Spuren konnten die Nutzer identifiziert werden. Mit der geringen Ködermenge sollte erreicht werden, dass ein in der Nähe umherstreifender Fuchs die Spüherplätze aufsuchte, ein weiterer Anmarsch sich aber für den Fuchs nicht lohnte.

SCHALL (1989) führte in den Jahren 1987 - 1988 eine telemetrische Untersuchung über das Raum - Zeit - Verhalten des Habichts im Württembergischen Allgäu durch. Im zentralen Bereich seines Untersuchungsgebietes liegen die zwei Auswilderungsgebiete Wurzacher Ried und Gründlerried. Um wenigstens im Nahbereich des Wurzacher Rieds weitere Daten über das Vorkommen des Habichts zu erhalten, wurden im Rahmen der Birkhuhn telemetrie die jährlichen Sichtbeobachtungen (Datum, Ort, Alter) protokolliert.

Die telemetrische Untersuchung der Birkhühner zeigte, dass vom Fuchs ein weitaus höherer Eingriff in den Birkhuhnbestand ausging, als bis dahin angenommen worden war. In einer Werkvertragsarbeit wurde deshalb von August bis November 1991 eine Kartierung der Fuchsbaue im Wurzacher Ried und dessen Umgebung durchgeführt (KÖNIG, 1991).

## 2.14 Statistik

Die Signifikanztests wurden auf Basis von SACHS (1984) und LORENZ (1988) durchgeführt. Die Bearbeitung der Clusteranalyse sowie die Darstellung der Aktionsraumgrößen übernahm Dr. P. FISCHER (Universität Saarbrücken).

Signifikanzunterschiede bei kleinen Stichprobengrößen und zwei unabhängigen Stichproben wurden mit Hilfe des U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney nachgewiesen. Eine Normalverteilung ist bei diesem Test nicht erforderlich (SACHS, 1984). Sofern nicht anders angegeben, wurde ein Signifikanzniveau von

$p < 0,05$  gewählt. Der Test kam beispielsweise beim Vergleich von Wiederfangraten verschiedener Auslassjahre oder von Aktionsraumgrößen (bei geringen Datenmengen) zur Verwendung.

Bei großen Stichprobenmengen oder kleinen normalverteilten Datenreihen können Signifikanzunterschiede mit dem T-Test überprüft werden. Sind die Standardabweichungen der Grundgesamtheiten nicht gleich oder ist über die Streuung der Werte nicht bekannt, kann auf den Welch-Test zurückgegriffen werden (LORENZ, 1988). Sofern nicht anders angegeben, wurde auch bei diesem Test ein Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  gewählt. Beispiele hierfür sind die Sicherung von Mobilitäts- und Gewichtsunterschieden, Aktionsraumgrößen, Vegetationshöhen an den einzelnen Standorten bzw. von einzelnen Parametern beim Standortvergleich.

Die Signifikanz von Korrelationskoeffizienten zum Nachweis statistischer Zusammenhänge zwischen zwei Merkmalen wurde mit dem F-Test auf multiple Korrelation durchgeführt. Die Berechnung der Korrelationskoeffizienten und seine statistische Sicherung wurden in dem Grafik- und Statistikprogramm „Multigraph“ durchgeführt. Der Test fand beispielsweise bei der Abhängigkeit von Gewichtsentwicklung und Aufenthalt im Moor Verwendung.

Auswertung der Habitatnutzung erfolgte mit der "Bonferroni - z - Statistik" die unter der Voraussetzung ausreichender und unabhängiger Beobachtungen als Methode gut geeignet ist (BYERS et al., 1984; ALLDREDGE et al., 1986). Diese Methode vergleicht erwartete ( $P_{ex}$ ) mit beobachteten ( $P_{ob}$ ) relativen Häufigkeiten und konstruiert simultane Konfidenzintervalle.  $P_{ex}$  errechnet sich dann aus dem Anteil des untersuchten Habitattyps dividiert durch die Gesamtheit aller Habitattypen.

Die Formel lautet:

$$P_{ob} - Z_{\alpha/2k} (P_{ob} (1 - P_{ob})/n)^{0,5} \leq P_{ex} \leq P_{ob} + Z_{\alpha/2k} (P_{ob} (1 - P_{ob})/n)^{0,5}$$

$P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n = Anzahl der Lokalisationen

Die Vorteile dieser Methode liegen darin, dass sich der Stichprobenumfang direkt auf das Ergebnis auswirkt.

Bei einer Zunahme der realen Nutzung und einer hohen Anzahl von Beobachtungen wird das Intervall um den beobachteten Wert kleiner. Unterschiede zum Angebot treten damit deutlicher hervor. Weiter werden das gesamte Untersuchungsgebiet und sämtliche Lokalisationen mit in die Auswertung einbezogen. Es erfolgt keine Berechnung mit Einzel- oder Mittelwerten, die teilweise hohe Streuungen aufweisen können. Die Anzahl der untersuchten Strukturklassen und Strukturtypen wird berücksichtigt.

Da sich bei mehr als fünf bis sieben gleichzeitig untersuchten Elementen die Wahrscheinlichkeit eines Fehlers zweiter Art vergrößert (ALLDREDGE et al., 1986) werden ursprüngliche und abgetorfte Hochmoorbereiche getrennt gewertet (Strukturtypen), auch wenn sie derselben Strukturklasse angehören. Diese Vorgehensweise ist berechtigt, da sich hinsichtlich der Nutzung innerhalb einer Strukturklasse deutliche Unterschiede ergaben.

Liegt der erwartete Wert ( $P_{ex}$ ) unterhalb des Intervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb des Intervalls von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit

$z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

#### Charakterisierung der Aufenthaltsorte

Ein Vergleich der einzelnen Standorte erfolgte mit Hilfe der Clusteranalyse. Das Ziel der wissenschaftlichen Statistik ist nicht nur die bloße Beschreibung der Sachverhalte, sondern auch das Ziehen von Schlüssen aus den Untersuchungsgebieten. Diese Schlüsse besitzen jedoch nur unter den jeweiligen Modellannahmen, die mittels Vortests (Anpassungstest etc.) überprüft werden müssen, Gültigkeit.

Aus diesem Grund werden bei der Analyse der Standorte hauptsächlich graphisch - deskriptive Methoden angewandt. Hier ist vor allem die Clusteranalyse als multivariates deskriptives Auswertewerkzeug geeignet.

"Die Clusteranalyse ist ein heuristisches Verfahren zur systematischen Klassifizierung der Objekte einer gegebenen Objektmenge" (BORTZ, 1985), das mit Erfolg zur Untersuchung der Homogenität der Datenverteilung angewandt werden kann (HANSSON, 1983). Als Gruppierungsverfahren zur Trennung von Raummustern ist sie daher sowohl zur Überprüfung der Strukturunterschiede einzelner Standorte, also des Standortcharakters, als auch zum Erkennen möglicher Strukturpräferenzen in Abhängigkeit vom Lebensalter geeignet.

Da sich die Techniken auf die Datenstruktur der vorhandenen aktuellen Daten beziehen, ist bei geeigneter Unabhängigkeit der kartierten Flächen eine problemfreie Anwendung zur Beschreibung der erfassten Daten gewährleistet. Das Ziehen von Rückschlüssen auf andere Gebiete ist aus statistischen Gesichtspunkten hingegen nicht erlaubt. Hierzu müssten wie oben erwähnt die methodenspezifischen Modellannahmen überprüft werden.

Die hierarchische Clusteranalyse oder auch agglomerative Klassifikation ist ein Gruppierungsprozess, bei dem ähnliche Punkte in einem mehrdimensionalen Raum zu kleinen Gruppen zusammengefasst werden, anschließend kleinere Klassen in größere gruppiert werden, usw., bis letztendlich alle Punkte in einer Gruppe vereinigt sind (PIELOU, 1984).

Je geringer die berechnete Distanz zweier Gruppen ist, desto ähnlicher sind diese in ihrer Ausprägung im Gelände. Je größer die Distanz, desto stärker unterscheiden sich die Standorte.

Ausschlaggebend für das Ergebnis der Clusteranalyse, das in der Regel als Dendrogramm dargestellt wird, ist sowohl die Definition der Ähnlichkeit der Objekte, d.h. das Distanz- oder Ähnlichkeitsmaß, als auch die Fusionierungsmethode bezüglich der zu bildenden Klassen.

In diesem Fall wurde die Centroid - Clustering als Fusionierungsverfahren angewendet, da diese die Positionierung aller Punkte im Cluster angemessen berücksichtigt, d.h. dass Ausreisser das Ergebnis nicht zu stark beeinflussen. Auch wird dieses Verfahren als glückliches Mittel zwischen Nearest - Neighbour - (= Single Linkage; mit Chaining - Effekten) und Farthest - Neighbour - Clustering (Complete Linkage) als weitere geläufige Methode erwähnt (PIELOU, 1984).

Die Formel Centroid lautet:

$$c_i = 1/m (x_{i1} + x_{i2} + \dots + x_{im}) = 1/m \sum_{j=1}^m x_{ij}$$

$x$  = Koordinatenwert des Punktes, Ausprägung im Raum;  $i$  = Speciesnummer, Baum;  $m$  = Clustermittglieder

Für die Anwendung des Fusionierungsverfahrens empfiehlt BORTZ (1985) die Verwendung der quadrierten Euklidischen Distanz als Abstandsmaß:

$$d(xy) = \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2$$

$x, y$  = Merkmalsausprägungen zweier Objekte auf dem Merkmal  $i$ ;  $n$  = Merkmalsanzahl

Um eine Verzerrung der Distanzen aufgrund uneinheitlicher Maßstabsunterschiede auszuschließen, wurden die Daten zuvor mittels der Z - Transformation standardisiert.

Die bei der Analyse entstehenden Klassen werden mit Hilfe der explorativen Datenanalyse beschrieben. D.h., dass ausgewählte, die jeweilige Gruppe mitcharakterisierende Parameter (z.B. Höhe und Dichte von Pflanzenarten, Horizontwinkel, etc.) isoliert betrachtet werden und dadurch eine Erklärung des Ergebnisses der Clusteranalyse erleichtert wird.

Für die Beschreibung der ausgewählten Habitatdaten wurden die 5 - number summary und die Visualisierung durch die Box and Whisker - Plots gewählt.



## 3 Ergebnisse

### 3.1 Untersuchungszeitraum und Datenmaterial

Der Untersuchungszeitraum umfasst knapp fünfzehn Jahre (1.1.1988 bis 30.4.1993) und schließt fünf komplette Jahreszyklen ein.

Im Laufe der Untersuchung wurden 41 Hähne und 50 Hennen besendert. Bei ihrer Auslassung trugen 75 (32, 43) Birkhühner Sender. 16 (9,7) Tiere wurden zu späteren Zeitpunkten gefangen und mit Sendern versehen. Damit waren knapp die Hälfte (45,7%), der in diesem Zeitraum ausgelassenen Tiere (n = 199) besendert. Zuzüglich zweier Hähne, die von der Herbstausslassung 1987 übernommen wurden, konnten 93 Birkhühner telemetrisch verfolgt werden.

Im Wurzacher Ried wurden 1756 Begehungen und 8474 Lokalisationen durchgeführt (s. Tab. 4). Von 10 (5, 5) Birkhühnern, die mindestens ein Jahr oder länger im Wurzacher Ried überlebt hatten (adulte Tiere), konnten 2137 Lokalisationen registriert werden (s. Anhang 3). Davon entfallen allerdings 1056 Lokalisationen allein auf zwei Tiere (Hahn 11; Henne 28), die nach ihrer Auslassung im Jahr 1989 bis Ende 1992 bzw. bis zum Ende des Versuchszeitraumes immer wieder neu besendert werden konnten. Die Henne 28 wurde während der dreiwöchigen Aufzuchtphase ihres Gesperres zusätzlich 55 mal lokalisiert.

Der Zeitraum vom ersten Winter bis zur Vollendung des ersten Jahreszyklus (subadulte Tiere) wird phasenweise von 31 (16, 15) Tieren mit 3176 Lokalisationen dokumentiert (s. Anhang 4).

Tabelle 4: Jährlicher Begehungs- und Telemetrieaufwand

Jahr	Begehungstage	Lokalisationen
1988	331	1338
1989	326	1694
1990	335	2114
1991	324	1354
1992	343	1766
1993	97	208

Von den Winter-, Frühjahrs- und Sommerauslassungen liegen insgesamt 465 Lokalisationen von 15 (2,13) Birkhühnern vor (s. Anhang 5). Die Herbstausslassungen werden von 61 (32, 29) Tieren mit 2641 Lokalisationen repräsentiert (s. Anhang 6; 7). Einschließlich der Hähne der Auslassung 1987 gelangen

gesicherte Nachweise über das Schicksal von 67 besenderten Tieren (72,0% v. n = 93). Senderausfälle (n = 14), Senderfunde (n = 7) oder Migrationsereignisse (n = 3) erlaubten in 24 Fällen (25,8%) keine exakten Angaben (s. Tab. 5). Beim Abschluss der Untersuchung lebten noch sechs Tiere. Davon waren zwei Birkhühner besendert (2,2% v. n = 93) und vier Tiere unbesendert (3,7% v. n = 108).

Tabelle 5: Nachweise über das Schicksal besenderter und unbesenderter Birkhühner in den verschiedenen Auslassjahren (Auslasszahlen ohne Küken)  
2 besenderte Hähne der Auslassung 1987 mit je einem gesicherten bzw. ungesicherten Nachweis sind in der Tabelle nicht berücksichtigt  
ungesicherte Nachweise: Senderdefekte, Senderfunde, verstrichene Tiere

	1988		1989		1990		1991		1992		gesamt	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
ausgelassen	32	100,0	23	100,0	42	100,0	36	100,0	66	100,0	199	100,0
besendert	27	84,4	15	65,2	14	33,3	19	52,8	16	24,2	91	45,7
gesicherte Nachweise besend. Tiere	19	70,4	11	73,3	12	85,7	16	84,2	8	50,0	66	72,5
lebende Tiere (März 1993)	-	-	1	6,7	-	-	-	-	1	6,3	2	2,2
ungesicherte Nachweise besenderter Tiere	8	29,6	3	20,0	2	14,3	3	15,8	7	43,7	23	25,3
unbesendert ausgelassen	5	15,6	8	34,8	28	66,7	17	47,2	50	75,8	108	54,3
Nachweise unbesend. Tiere	1	20,0					1	5,9	2	4,0	4	3,7
Nachweise/Auslassjahr-gang	28	87,5	15	65,2	14	33,3	20	55,5	18	27,2	95	47,7

### 3.2 Auslasszahlen und Auslasszeitpunkte

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung (1988 - 1992) wurden im Wurzacher Ried 199 subadulte und adulte Tiere sowie acht Küken ausgelassen (s. Tab. 6). Das Geschlechterverhältnis der ausgelassenen

Tabelle 6: Auslasszahlen und Auslasszeitpunkte von Birkhühnern im Wurzacher Ried

Jahr	Winter	Frühjahr		Sommer		Herbst		gesamt
	Hähne	Hähne	Hennen	Hennen	Küken	Hähne	Hennen	
1978								28
1979								46
1980								33
1981								18
1982		5	3			6		14
1983		2	3	1	7	14	12	39
1984						5	10	15
1985						6	12	18
1986						14	7	21
1987		1	2			6		9
<b>78-87</b>								<b>241</b>
1988	2		7	1		9	13	32
1989				4	1	12	7	24
1990					7	21	21	49
1991						20	16	36
1992						41	25	66
<b>88-92</b>	<b>2</b>		<b>7</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>103</b>	<b>82</b>	<b>207</b>

Birkhühner ist mit 1 : 0,9 leicht zugunsten der Hähne verschoben (105:94). Im Winter 1988 wurden zwei Hähne ausgewildert. Während der Balz- und Brutperiode desselben Jahres gelangten acht besenderte Hennen ins Wurzacher Ried. Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse wurden ab diesem Jahr auf Frühjahrsauslassungen verzichtet (vgl. HÖVEL, 1989). Die Auswilderungen im Sommer repräsentieren die Hennen, die erfolglos in den Volieren gebrütet oder aber ihr Gesperre verloren hatten.

Im Jahr 1989 wurden drei Hennen, davon eine mit ihrem zwei Wochen alten Küken ausgelassen. 1990 verließ ein Gesperre mit sieben Küken (3 eigene, 4 adoptierte) im Alter von fünf Wochen die Voliere (Henne wegen des späten Auslassungstermins unter Herbsttieren berücksichtigt). Die in der Voliere erbrüteten Küken des Jahres 1992 (n = 10) gelangten erst als juvenile Tiere ins Wurzacher Ried (wegen des späten Auslassungstermins unter Herbsttieren berücksichtigt). Die in den Spätsommer- und Herbstmonaten ausgewilderten Birkhühner stellten mit 182 Tieren den größten Anteil (83,0%).

Der Vollständigkeit halber sei noch erwähnt, dass im gesamten Auslassungszeitraum von 1978 bis 1992 im Wurzacher Ried 448 Birkhühner ausgewildert wurden. Zwischen 1983 und 1987 gelangten im benachbarten Naturschutzgebiet „Gründlenried – Rötseemoos“ 71 Tiere ins Freiland. Insgesamt wurden im Württembergischen Allgäu 519 Birkhühner ausgewildert.

### 3.3 Fang- und Wiederfangzahlen

Über den Fang der Birkhühner war es möglich unbesendert ausgelassene Tiere zu späteren Zeitpunkten zu besendern oder bereits besenderte Tiere mit neuen Sendern auszurüsten. Der Fang lieferte aber auch hinsichtlich der Mortalität besendert und unbesendert ausgelassener Tiere wertvolle Hinweise, da sich dadurch Beeinträchtigungen durch die Sender direkt festzustellen ließen.

An den Fangstationen fingen sich bei 99 Fangereignissen 41 Birkhühner (20,6% v. n = 199). Sechzehn Birkhühner fingen sich mehr als einmal, ein Hahn konnte in drei Jahren 16 mal gefangen werden.

Hinsichtlich ihrer Lage waren die Fangerfolge im Ostteil mit 45,4% (n = 45) niedriger als im Westteil mit 54,6% (n = 54). Im Ostteil waren 18 Individuen, im Westteil 27 Individuen für die Fänge verantwortlich. Vier Tiere fingen sich an beiden Fangstationen.

Sieben unbesendert ausgelassene Tiere wechselten über die B 465 und fingen sich im jeweils anderen Moorteil. Fünf Tiere wechselten vom Ost- in den Westteil, zwei Birkhühner vom West- in den Ostteil.

Die Fangereignisse stiegen von 1988 (n = 3) über n = 18 im Jahr 1989 auf 43 Fänge im Jahr 1990 an (s. Tab. 7). Danach fielen sie im Jahr 1991 auf 12 Fangerfolge ab. Im Jahr 1992 wurden 21 Fänge und im letzten Jahr zwei Fangerfolge registriert.

Tabelle 7: Fangzahlen von Birkhühnern

Monat/Jahr	1988		1989		1990		1991		1992		1993	
	Ost	West	Ost	West	Ost	West	Ost	West	Ost	West	Ost	West
Jan.			2		11	3	1			5		
Feb.		1	6	4	5	5	3	2		3		1
Mär.			3	3	4	3	1					1
Apr.		2										
Aug.										1		
Sep.									1	2		
Okt.					4	3		2	1	2		
Nov.					1	2	1	1		2		
Dez.					1	1		1		4		
Fänge ges.		3	11	7	26	17	6	6	2	19		2
n Individuen pro Jahr		2	4	6	10	8	5	4	2	12		1

Ein vergleichbarer Kurvenverlauf war bei der Anzahl gefangener Individuen zu beobachten. Allerdings sind hier die Herbstfänge der Jahre 1990 bis 1992 berücksichtigt, die Fänge neu ausgelassener Birkhühner einschließen. Bei ausschließlicher Betrachtung eines über alle Jahre vergleichbaren Fangzeitraumes von Dezember bis April waren wiederum im Jahr 1990 die höchsten Fangerfolge zu verzeichnen (n = 31). 1988 war es n = 1, 1989 waren es n = 18 Fangerfolge. Sieben bzw. acht Fangerfolge wurden in den Jahren 1991 und 1992 erzielt. Nur zwei Fangerfolge waren 1993 zu verzeichnen. Die für die Fangerfolge verantwortlichen Individuenzahlen schwanken von eins bis zehn.

Da die Fangmethodik nicht geändert wurde, und störungsbedingte Ursachen nahezu ausgeschlossen werden können, lässt sich aus den Fangzahlen kein Anstieg der Population ableiten. Vielmehr war ab dem Jahr 1990 ein Rückgang der Individuenzahlen von 40% zu verzeichnen.

In Tabelle 8 sind sämtliche Fänge eines Auslassjahrganges unabhängig vom Zeitpunkt des Fanges dargestellt. Die gefangenen Tiere wurden in die Gruppen „besendert ausgelassen“ und „unbesendert ausgelassen“ eingeteilt. Die Wiederfangraten beider Gruppen wiesen mit zu nehmender Untersuchungs-

Tabelle 8: Wiederfänge besendert und unbesendert ausgelassener Birkhühner pro Auslassjahr

Jahr	n besendert ausgelassen	n Wieder- fänge	% Wieder- fänge	n unbesendert ausgelassen	n Wieder- fänge	% Wieder- fänge
1988	22	4	<b>18</b>	10	5	<b>50</b>
1989	11	3	<b>27</b>	12	4	<b>30</b>
1990	12	2	<b>17</b>	30	6	<b>20</b>
1991	17	3	<b>18</b>	19	3	<b>16</b>
1992	12	1	<b>8</b>	54	8	<b>15</b>

dauer eine abnehmende Tendenz auf, obwohl die Auslasszahlen anstiegen.

Allerdings sind die Unterschiede der Wiederfangraten beider Gruppen statistisch nicht zu unterscheiden (U-Test,  $n_{1;2} = 5;5$ ;  $p <$

$0,05$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 9$ ). Deshalb lassen sich daraus keine Hinweise auf Beeinträchtigungen der Birkhühner durch die Sender ableiten.

### 3.4 Gewichtsentwicklung

Im Zuge der Fangaktion wurden die Gewichte der Birkhühner ermittelt. Deshalb liegt nur aus den Winterhalbjahren ein einigermaßen ausreichendes Datenmaterial vor. In den Winterhalbjahren konnten

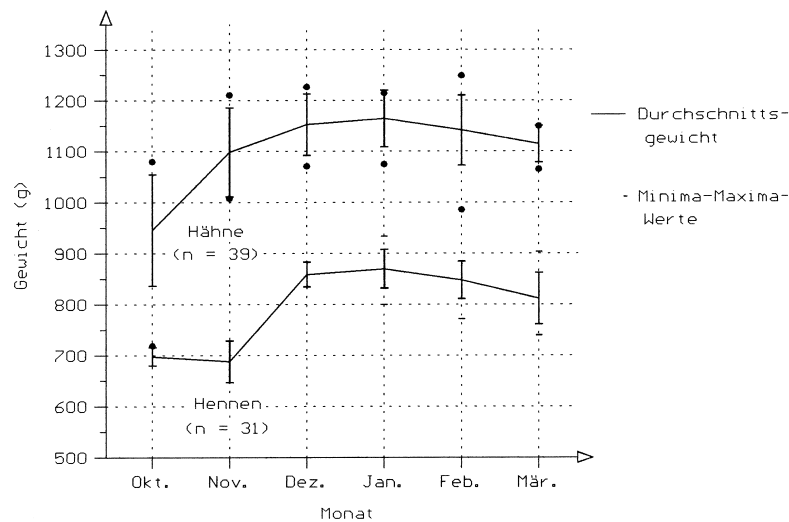


Abbildung 1: Gewichtsentwicklung der ausgelassenen Birkhühner in den Winterhalbjahren 1989 - 1993

im gesamten Untersuchungszeitraum Gewichte von 70 Vögeln ermittelt werden. Davon entfielen auf Hähne 39 und auf Hennen 31 Werte (s. Abb. 1).

Das geringste Gewicht eines Hahnes betrug im Oktober 719 g, das höchste wurde im Februar mit 1249 g ermittelt.

Die leichteste Henne erreichte im November 647 g, die schwerste im Januar 934 g. Hähne waren mit  $1089 \pm 119$  g (23,8%) signifikant schwerer als Hennen mit  $829 \pm 69$  g (T-Test, FG = 68;  $p < 0,001$ ; T =

10,76). Signifikant waren auch die Gewichtsunterschiede der Gruppen „juvenil/subadult“ und „adult“ (Hähne:  $1033 \pm 119$  g (n = 23) bzw.  $1169 \pm 56$  g (n = 16);  $p < 0,001$ ; T = 4,26; Hennen:  $803 \pm 70$  g (n = 19) bzw.  $872 \pm 76$  g (n = 12);  $p < 0,01$ ; T = 3,02).

Aufgrund der recht geringen Fangquote adulter Tiere sind in Abbildung 1 auch die Gewichte der im Herbst ausgelassenen Jungtiere berücksichtigt. Daraus dürfte sich die relativ hohe Standardabweichung im Oktober/November bei den Hähnen und der unruhige Kurvenverlauf bei den Hennen erklären lassen. In letzterem Fall liegen außerdem nur jeweils zwei Gewichtsdaten aus den Monaten Oktober bis Januar vor.

Bei beiden Geschlechtern war ab Dezember ein einheitlicher Kurvenverlauf festzustellen, der nahezu parallel verlief. Bis einschließlich Januar konnte eine positive Gewichtsentwicklung beobachtet werden. Danach fielen die Gewichte ab.

Die Januargewichte lagen bei Hähnen und Hennen mit 1166 g bzw. 871 g um 1,1% (13 g) bzw. um 1,3% (11 g) über den Dezemborgewichten (1153 g bzw. 860 g). Der Unterschied ist nicht signifikant. Ebenso kann bei beiden Geschlechtern der Gewichtsverlust zwischen Januar und Februar (1142 g bzw. 848 g) um 2,0% (24 g) bzw. 2,6% (23 g) statistisch nicht gesichert werden. Dies gilt auch für die Gewichtsabnahme zwischen Februar und März (1116 g bzw. 812 g) um 2,2% (26 g) bzw. 4,2% (36 g). Der Gewichtsverlust von Januar bis einschließlich März betrug bei Hähnen 4,2% (50 g) bei Hennen 6,7% (59 g), der in letzterem Fall signifikant ist (U-Test,  $n_{1;2} = 10;6$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 4$ ). Der reale Gewichtsverlust der Hähne belief sich ab Januar somit auf 0,83 g/Tag, die Hennen verloren 0,89 g/Tag.

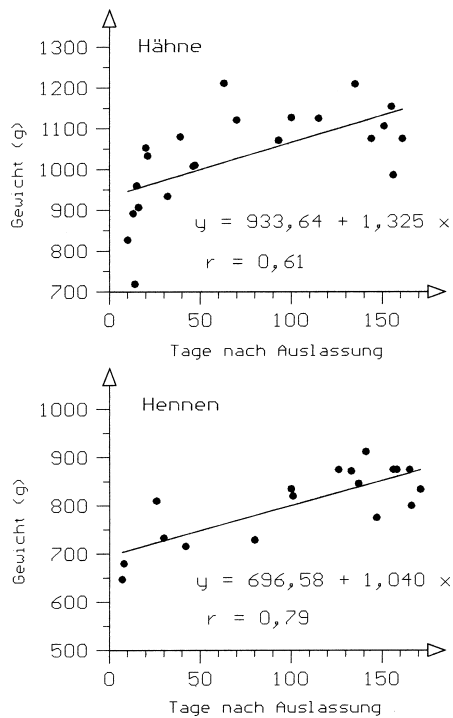


Abbildung 2: Gewichtsentwicklung juveniler Birkhühner nach den Herbstauslassungen

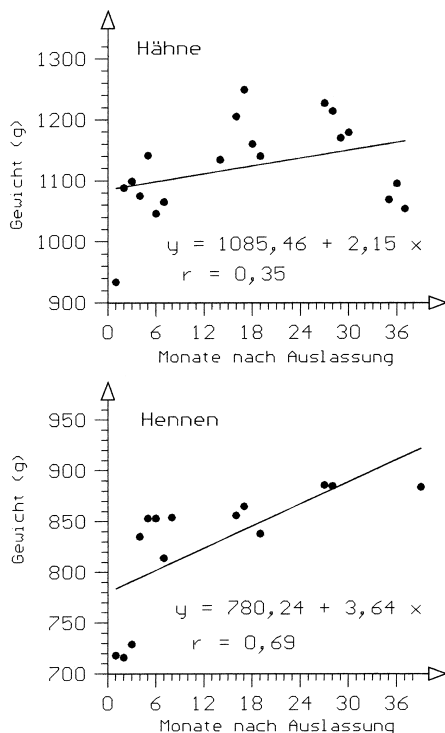


Abbildung 3: Gewichtsentwicklung in Abhängigkeit der Lebensdauer

Die juvenilen Tiere der Herbstauslassungen (Sept./Okt.) wiesen bis zum Winter eine positive Gewichtsentwicklung auf (s. Abb. 2). Die größte Streuung der Gewichte war kurz nach den Auslassungen zu erkennen, die, wie bereits oben erwähnt, durch das unterschiedliche Alter der Birkhühner zum Zeitpunkt der Auslassungen zustande kommen dürfte. Der Zusammenhang zwischen Gewichtszunahme und Aufenthaltsweg im Moor war bei den Hennen deutlicher ( $r = 0,79$ ) ausgeprägt als bei den Hähnen ( $r = 0,61$ ). In beiden Fällen ist er jedoch deutlich signifikant (Hähne:  $F = 12,1$ ;  $FG = 20$ ;  $p < 0,05$ ; Hennen:  $F = 27,1$ ;  $FG = 16$ ;  $p < 0,05$ ).

Die altersabhängige Gewichtsentwicklung der Hennen war deutlich ausgeprägter, als die der Hähne. (s. Abb. 3). Die einzelnen Stützpunkte ( $n = 19$ , bzw.  $n = 14$ ) der Kurven errechnen sich aus dem arithmetischen Mittel von Einzelwerten, so dass für den Kurvenverlauf der Hähne  $n = 40$  und der Hennen  $n = 33$  Einzelwerte berücksichtigt werden. Daraus folgt, dass die einzelnen Stützpunkte nicht dieselbe Gewichtung aufweisen können, da sich beispielsweise die drei Stützpunkte zweier knapp dreijähriger Hähne aus jeweils einer Einzelmessung ergeben.

Dennoch erschien die Gewichtszunahme der Hennen kontinuierlicher ( $r = 0,69$ ), als die der Hähne ( $r = 0,35$ ). Die altersbedingte Gewichtszunahme konnte für Hennen statistisch gesichert ( $F = 11,2$ ;  $FG = 12$ ;  $p < 0,05$ ), für Hähne jedoch nicht gesichert werden.

### 3.5 Fortpflanzungsverhalten

#### 3.5.1 Zählungen auf den Balzplätzen

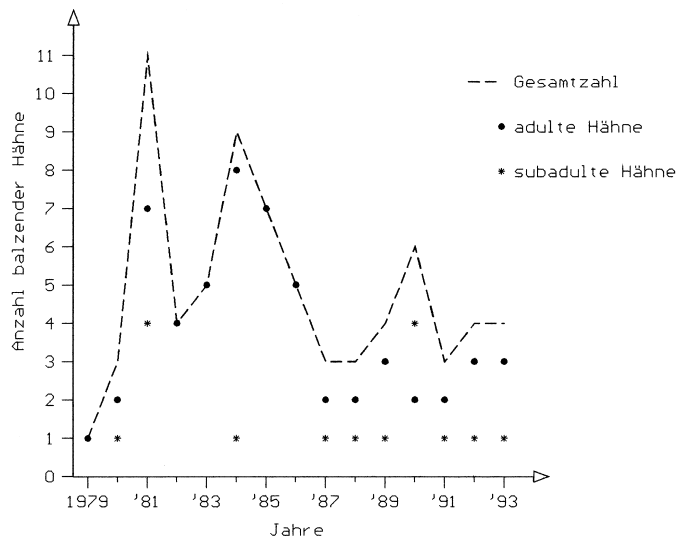


Abbildung 4: Balzende Hähne im Wurzachener Ried

1989 wieder um, als drei adulte und ein subadulter Hahn balzten, im Folgejahr waren es zwei adulte und vier subadulte Hähne. In den Jahren 1992 und 1993 stabilisierte sich der Balzbestand auf jeweils drei adulte und einen subadulten Hahn.

Die geringe Anzahl adulter Hähne sowie das sporadische Balzverhalten subadulter Hähne führte dazu, dass ab 1987 solitär balzende Hähne die Regel waren. Nur einmal gelang der Nachweis einer Gruppenbalz unter Beteiligung von vier Hähnen.

#### 3.5.2 Balzaktivitäten besonderer Hähne

##### 3.5.2.1 Frühjahr

Im Frühjahr 1988 standen nur zwei subadulte Hähne für telemetrische Beobachtungen zur Verfügung. In diesem Jahr basieren die Angaben für adulte Hähne auf Beobachtungen eines unbesenderten Althahnes. Wegen eines Empfängerdefektes konnte das Balzende 1989 nur über Beobachtung bestimmt werden.

Die Balzaktivitäten adulter Hähne begannen Anfang/Mitte März und dauerten bis Ende Mai/Anfang Juni (s. Tab. 9). Adulte, in der Regel territoriale, Hähne balzten im Schnitt jährlich  $86 \pm 1$  Tage. Subadulte, in der Regel nicht territoriale Hähne nur  $33 \pm 4$  Tage. Letztere etablierten sich erst Mitte April/Anfang Mai (Ausnahme 1991) auf einem Balzplatz, wo sie dann unregelmäßig balzten. Zuvor streiften sie jedoch unbeständig inner- oder außerhalb des Wurzachener Rieds umher (s. S. 35; Kap. 3.6.2.4; Orientierungsphase).

Die Orientierungsphase wurde nur im ersten Lebensjahr der Hähne beobachtet, so dass sich Dauer und Intensität der Balzaktivitäten von zwei- und mehrjährigen Hähnen nicht mehr unterschieden. In der Regel wurden die zweijährigen Hähne auf dem Balzplatz angetroffen, auf dem sie sich gegen Ende der vor-

Seit 1978 wurden alljährlich Mitte/Ende April mit mehreren Personen die Balzplätze und strategisch günstige Plätze außerhalb des Rieds besetzt, um die Anzahl balzender Hähne zu ermitteln (s. Abb. 4).

Der höchste Balzbestand im Verlauf des gesamten Auswilderungsprojektes wurde demzufolge bereits 1981 mit elf Hähnen (7 adulte, 4 subadulte) erreicht, gefolgt von 1984 mit neun Hähnen. In diesem Zeitraum gelang auch die Bestätigung größerer Balzgruppen mit bis zu fünf Hähnen.

Zwischen 1984 und 1987 erfolgte ein kontinuierlicher Rückgang auf drei Hähne (1 adulter, 2 subadulte). Dieser Trend kehrte sich

Tabelle 9: Zeitlicher Ablauf der Reproduktionszyklen besendeter Hähne zwischen 1988 und 1992  
Mit Ausnahme eines Adulthahnes im Jahr 1988 beziehen sich die Angaben auf besenderte Tiere  
\* ein subadulter Hahn balzte nicht

Jahr	Orientierungsphase	Balzphase	n bes. Hähne
1988 subadult adult	05.03. - 06.05.	07.05. - 11.06. 15.04. - 06.05.	2 (1)
1989 subadult adult	05.03. - 17.04.	18.04. - 10.06. 18.03. - 23.05.	2* 1
1990 subadult adult	13.03. - 19.05.	10.05. - 23.05. 11.03. - 06.06.	2 2
1991 subadult adult	17.03. - 27.03.	29.03. - 07.05. 05.03. - 31.05.	1 2
1992 subadult adult	27.03. - 22.04.	24.04. - 19.05. 06.03. - 29.05.	1 2

jährigen Saison etabliert hatten.

Im Ost-, wie auch im Westteil des Wurzacher Rieds waren zeitweise jeweils zwei Balzplätze besetzt. Im Ostteil des Wurzacher Rieds etablierten sich die Hähne inmitten des Moores auf einer Anfang der 1980iger Jahre entkusselten Fläche (Rasterquadrat (RQ: 51/39; s. Anhang 2), im Westteil im freien, zentralen Hochmoorbereich (RQ: 34/40). Letzterer war als traditioneller Balzplatz bekannt, der von den ausgewilderten Hähnen sofort wieder besetzt wurde. Ein weiterer traditioneller, bis 1985 regelmäßig besetzter Balzplatz (RQ: 53/48) auf einer Extensivwiese verwaiste hingegen, als der dort noch 1988 bestätigte Althahn im folgenden Jahr nicht mehr zur

Balz erschien. Ab 1991 konnte die Nutzung eines weiteren Balzplatzes im Westteil des Wurzacher Rieds beobachtet werden. Er lag im Randbereich zwischen einem dichten Bergkiefernstreifen und einer freien Fläche ca. 500 m südöstlich des dortigen Volierenstandortes (RQ: 34/35).

Eine nicht unerhebliche Beeinträchtigung des Balzgeschehens ging von den in den Volieren balzenden Hähnen bzw. von den sich dort befindenden Hennen aus. Diese übten eine starke Anziehungskraft auf ihre freilebenden Artgenossen aus, so dass die Volierenstandorte (RQ: 61/41; 29/38) von letzteren regelmäßig zur Balz aufgesucht wurden. In der Regel begannen die Hähne ihre Balzaktivitäten mit aufkommender Dämmerung auf ihren Balzplätzen. Im Laufe des Morgens suchten sie dann die jeweiligen Volierenstandorte auf, um dort weiterzubalzen. Je nach Wetterlage konnten sie dort noch am späten Vormittag balzend an den Volieren festgestellt werden.

### 3.5.2.2 Herbst

Im Wurzacher Ried konnte die Herbstbalz erstmals im September 1990 beobachtet werden. An ihr waren nur die adulten, nicht aber die subadulten oder juvenilen Hähne beteiligt. Die Zentren der Balzaktivitäten bildeten die Auswilderungsvolieren, in denen sich zu diesem Zeitpunkt die auszuwildernden Birkhühner befanden. Oftmals balzten die Hähne direkt an den Volieren, was die juvenilen Hähne gelegentlich zu Lautäußerungen wie Zischen und dem "Krokraio" - Ruf veranlasste.

In den Jahren 1990, 1991 und 1992 begann die Herbstbalz zwischen dem 10.9. und 18.9. und endete zwischen dem 5.10. und 15.10. Da die Hähne nicht kontinuierlich balzten, konnten lediglich 1990 sechsmal, 1991 dreimal und 1992 siebenmal balzende Althähne an den Volieren beobachtet werden.

Im Gegensatz zur Frühjahrsbalz zeigten die Hähne im Herbst keine territorialen Aktivitäten. Sie wurden in einigen Fällen von subadulten Hähne begleitet. Auch duldeten im Herbst die an den Volieren balzenden Hähne eine Annäherung durch den Beobachter bis auf wenige Meter, was während der Frühjahrsbalz nicht möglich war.



### 3.5.3 Lege- und Brutaktivitäten besonderer Hennen

Aufgrund der hohen Störungsempfindlichkeit der Hennen und zur Vermeidung von Zeigereffekten wurde während der Lege- und Brutphase nur sehr zurückhaltend telemetriert, so dass nicht in allen Fällen ein sicherer Brutnachweis gelang.

Mit nur einer Ausnahme konnten dennoch zwischen 1990 und 1993 von allen telemetrierten Hennen Gelege nachgewiesen werden. 1990 brüteten vier von fünf telemetrierten Hennen. 1991 brütete die einzig besenderte Henne und 1992 beide besenderten Hennen.

Im Frühjahr 1988 standen keine etablierten Hennen für die Telemetrie zur Verfügung (vgl. HÖVEL, 1989). Im Jahr 1989 konnte wegen eines Empfängerdefektes von vier Hennen nur ein Gelege bestätigt werden.

Sichere Brutnachweise liegen in acht Fällen von insgesamt fünf Hennen vor. Vier weitere Bruten konnten nicht sicher bestätigt werden.

Während der Balzsaison suchten die Hennen ( $n = 5$ ), von denen später Bruten ( $n = 8$ ) nachgewiesen werden konnten,  $13,6 \pm 3,2$  mal die Balzplätze auf. In der Woche vor der Legephase konnten sie  $1,8 \pm 0,9$  mal, während der Legephase  $1,1 \pm 1,2$  mal auf den Balzplätzen beobachtet werden (s. Tab. 10). Kurz vor Beginn der Legephase hielten sich die Hennen öfter in Nähe der Balzplätze auf und ihre Ortsveränderungen wurden gerichteter.

In der Legephase (nach KLAUS et al. (1990) ca. 12 Tage vor Brutbeginn) wurden die Hennen am Morgen  $7,7 \pm 1,3$  mal in unmittelbarer Nähe ihres späteren Neststandortes angetroffen, den sie dann aber tagsüber verließen. Dieses Verhalten wurde auch bei zwei Hennen, deren Gelege jedoch nicht bestätigt werden konnten, beobachtet (Henne 10, Henne 22).

Tabelle 10: Brutbiologische Parameter besonderer Hennen  
 kursiv: keine Brutbestätigung; das Verhalten der Hennen lässt aber auf eine Brut schließen  
 \* erfolgreiche Brut  
 \*\* Gelege vor Brutbeginn verloren

Henne	Balzplatzbesuche (n)			Aufenthalte im Brutrevier während der Legephase (n)	Brutzeit	Brutdauer (T)
	Insgesamt	7 Tage vor der Legephase	während der Legephase			
Henne 14	9	1	0	9	25.05. - 31.05.90	6
Henne 28	9	3	0	8	27.05. - 14.06.90	18
Henne 22	17	3	3	5	06.06. - 28.06.90	22
Henne 10	13	-	-	7	30.06. - 14.07.90	14
Henne 28	19	3	1	8	17.05. - 21.05.91	4
Henne 28	14	1	0	8	13.05. - 17.05.92	4
Henne 27	14	1	2	7	25.05. - 14.06.92	20
Henne 28	14	1	3	10	05.06. - 30.06.92*	25
<i>Henne 14</i>	-	-	-	-	<i>06.06. - 18.06.89</i>	<i>12</i>
<i>Henne 22</i>	<i>17</i>	<i>2</i>	<i>4</i>	<i>8</i>	<i>12.05. - 22.05.90</i>	<i>10</i>
<i>Henne 10</i>	<i>13</i>	<i>2</i>	<i>0</i>	<i>9</i>	<i>24.05. - 27.05.90</i>	<i>3</i>
<i>Henne 27</i>	<i>14</i>	<i>3</i>	<i>0</i>	<i>8</i>	<i>**</i>	

Der früheste Brutbeginn wurde am 13. Mai (1992), der späteste am 30. Juni (1990) festgestellt. Die durchschnittliche Brutdauer der nicht erfolgreichen aber sicher bestätigten Gelege ( $n = 7$ ) betrug  $12,6 \pm 7,2$  Tage. Die Brutdauer der nicht sicher bestätigten Bruten war mit  $8,3 \pm 3,9$  Tagen geringer. In

diesen Fällen verhinderten zeitweise auftretende Empfänger- oder Senderdefekte eine genaue Ermittlung, so dass nur minimale Angaben möglich waren.

Über die Gelegegrößen liegen lediglich drei zufällig gewonnene Angaben vor, weil die Nester auch bei Abwesenheit der Hennen nicht kontrolliert wurden.

Das Nachgelege der Henne 22 enthielt vier Eier. Das Erst- und das Nachgelege der Henne 28 aus dem Jahr 1992 setzten sich in beiden Fällen einen Tag vor dem Brutbeginn aus jeweils sieben Eier zusammen. Aus dem Nachgelege schlüpften am 30.6.1992 sechs Küken.

## 3.6 Mobilität

### 3.6.1 Jahreszyklische Mobilität

#### 3.6.1.1 *Adulte Birkhühner*

Im Jahresverlauf zeigten adulte Birkhühner vier (Hähne) bzw. fünf (Hennen) unterschiedliche Mobilitätsphasen. Im Winter ( $n = 10$ , 492 TP; s. S. 14; Kap. 2.7) legten die Tiere täglich  $235 \pm 332$  m zurück. Die größte im Winter zurückgelegte Strecke betrug 3200 m. Zwischen Winter- und Balzmobilität war bei Hennen eine Phase ansteigender Mobilität (Vorlegephase) eingeschoben.

Während der Balz und in der Legephase ( $n = 8$ , 476 TP) lag die größte Tagesstrecke bei 3400 m. Gegenüber dem Winter steigerte sich die Mobilität signifikant auf  $463 \pm 465$  m (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 966; T = 8,78). Während der folgenden Mauser ( $n = 5$ , 332 TP) sank die Mobilität wiederum signifikant auf  $211 \pm 305$  m ab (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 806; T = 8,64) ab. In den Herbstmonaten ( $n = 5$ , 236 TP) deutete sich ein erneuter Mobilitätsanstieg an ( $258 \pm 327$  m), der allerdings gegenüber der Mauser statistisch nicht zu sichern war (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 566; T = 1,73). In der Mauser und im Herbst wurden mit 1300 m bzw. 1700 m die geringsten maximalen Tagesstrecken festgestellt.

Mit Ausnahme der Fortpflanzungszeit zeigten die adulten Birkhühner im Jahresverlauf ein homogenes Mobilitätsverhalten, das keine signifikanten Unterschiede aufwies. Während der Mauser konnte die geringste Mobilität beobachtet werden, leicht höhere Werte im Herbst und Winter. Nur während der Fortpflanzungszeit war eine signifikant höhere Mobilität zu beobachten.

#### 3.6.1.2 *Subadulte Birkhühner*

Von subadulten Hähnen liegen aus den Herbstmonaten keine Daten vor, so dass nur vier Mobilitätsphasen dokumentiert werden konnten. Subadulte Hennen zeigten im Jahresverlauf fünf Mobilitätsphasen. In ihrem ersten Winter ( $n = 31$ , 1034 TP) bewegten sich subadulte Tiere im Mittel nur  $256 \pm 419$  m am Tag. Die in dieser Jahreszeit maximal ermittelte Strecke betrug 4700 m. Während der Orientierungsphase ( $n = 21$ , 723 TP) steigerten sie ihre Mobilität deutlich (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 1755; T = 7,30) und legten täglich  $584 \pm 1357$  m zurück. Die größte Wanderung unternahm ein Hahn, der an einem Tag mindestens 30 km bewältigte.

Während der eigentlichen Balz- bzw. Legephase ( $n = 8$ , 205 TP) reduzierte sich die Mobilität zwar auf  $406 \pm 419$  m. Sie konnte aber im Gegensatz zur folgenden Mauser ( $n = 8$ , 395 TP;  $160 \pm 311$  m) statistisch nicht von der Orientierungsphase unterschieden werden (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 926; T = 1,85 bzw.  $p < 0,05$ , FG = 598; T = 8,13). Die höchsten Tagesstrecken bezifferten sich während der Balz auf 2000 m und während der Mauser auf 3300 m.

Subadulte Birkhühner zeigten während der Mauser die geringste Mobilität, da sie auch gegenüber dem Winter signifikant niedriger war (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 1427; T = 4,13). Die Werte der Herbstmobilität der Hennen sind in Kapitel 3.6.2.5. angegeben.

### 3.6.1.3 Unterschiede im jahreszyklischen Mobilitätsverhalten adulter und subadulter Birkhühner

Das Mobilitätsverhalten subadulter Birkhühner war gegenüber dem der adulten Tiere durch ausgeprägtere Wechsel zwischen den einzelnen Phasen gekennzeichnet.

Im Winter und während der Balz traten keine gravierenden Mobilitätsunterschiede zwischen beiden Altersgruppen auf (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 1524; T = 0,94 bzw. FG = 678; T = 1,50). In der Mauser hingegen differierte die Mobilität beider Gruppen signifikant (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 725; T = 2,25), so dass subadulte Birkhühner in dieser Zeit eine deutlich geringere Mobilität als adulte Tiere aufwiesen. Die Unterschiede wurden durch die Orientierungsphase subadulter Tiere verstärkt. So wirkte das Mobilitätsverhalten subadulter Birkhühner auch durch den signifikanten Unterschied zwischen Mauser und Winter deutlich heterogener als das adulter Tiere.

## 3.6.2 Geschlechtsspezifische Mobilität

### 3.6.2.1 Adulte Hähne

In den Wintermonaten legten adulte Hähne ( $n = 5$ , 265 TP) täglich  $227 \pm 342$  m zurück (s. Tab. 11). Zur Balz ( $n = 3$ , 287 TP) steigerte sich die Mobilität signifikant auf  $564 \pm 501$  m (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 550; T = 9,17) und fiel dann zur Mauser ( $n = 2$ , 203 TP) wiederum signifikant auf  $218 \pm 332$  m ab (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 448; T = 8,60).

Tabelle 11: Tägliches Mobilitätsverhalten der ausgelassenen Birkhühner im Jahresverlauf mit \* markierte Phasen geben signifikante Unterschiede zur folgenden Mobilitätsphase an

Phase	Adulte		Subadulte		Tiere nach Auslassungen	
	Hähne	Hennen	Hähne	Hennen	Hähne	Hennen
Winter	$227 \pm 342^*$	$246 \pm 320$	$314 \pm 465^*$	$216 \pm 380^*$		
Orientierungsphase			$807 \pm 2165$	$471 \pm 607^*$		$311 \pm 373$
Vorlegephase		$299 \pm 334$				
Balz/Legephase	$564 \pm 501^*$	$306 \pm 351^*$	$547 \pm 446^*$	$218 \pm 290$		$257 \pm 511$
Mauser	$218 \pm 332$	$201 \pm 256$	$154 \pm 281$	$165 \pm 339$		$107 \pm 116$
Herbst	$289 \pm 379$	$225 \pm 258$	-	$168 \pm 280$	$283 \pm 423$	$350 \pm 627$
Führungsphase	-	$153 \pm 162$				

Der folgende Anstieg im Herbst ( $n = 3$ ; 121 TP) auf  $289 \pm 379$  m konnte statistisch nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 322; T = 1,77). Adulte Hähne zeigten im Jahresverlauf ein homogenes Mobilitätsverhalten. Nur während der Fortpflanzungszeit waren sie gegenüber den anderen Phasen signifikant mobiler.

### 3.6.2.2 Adulte Hennen

Die Mobilitätssteigerung von  $246 \pm 320$  m auf  $299 \pm 334$  m zwischen Winter ( $n = 5$ , 227 TP) und Vorlegeperiode ( $n = 5$ , 246 TP) konnte statistisch nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 471; T = 1,76) (s. Tab. 11). Dies galt auch für den Mobilitätsanstieg während der Legephase ( $n = 5$ , 189 TP) auf  $306 \pm 351$  m (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 433; T = 0,23). Der anschließende Mobilitätsrückgang auf  $201 \pm 256$  m zur Mauser ( $n = 3$ , 129 TP) war jedoch signifikant (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 316; T = 3,91). Die höhere Mobilität im Herbst ( $225 \pm 258$  m;  $n = 2$ , 115 TP) war gegenüber der Mauser nicht zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Bei den Hennen war ganzjährig ein gleichförmiger Anstieg der Mobilität zwischen zwei aufeinanderfolgenden Mauserzyklen zu erkennen, da diese die geringste Mobilität aufwiesen. Dabei war nur der Übergang zwischen Legephase und Mauser statistisch zu sichern.

### **3.6.2.3 Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten adulter Birkhühner**

Hähne wiesen im Gegensatz zu Hennen zwei deutliche Mobilitätsänderungen im Jahresverlauf auf. Bei den Hennen konnte nur ein deutlicher Wechsel festgestellt werden, obwohl sie, im Gegensatz zu den Hähnen, während des Fortpflanzungszyklus zwei Mobilitätsphasen durchliefen. Nur während dieser Periode unterschied sich das Mobilitätsverhalten der beiden Geschlechter signifikant (T-Test,  $p < 0,05$ , Vorlegephase:  $FG = 531$ ;  $T = 7,08$  bzw. Legephase:  $FG = 474$ ,  $T = 6,15$ ). Im übrigen Jahr waren zwischen beiden Geschlechtern keine Unterschiede zu sichern.

### **3.6.2.4 Subadulte Hähne**

Subadulte Hähne bewegten sich im Winter ( $n = 16$ , 423 TP) täglich  $314 \pm 456$  m (s. Tab. 11). Zu Beginn der Fortpflanzungszeit (Orientierungsphase;  $n = 8$ ; 243 TP) steigerte sich ihre Mobilität auf  $807 \pm 2165$  m. Dieser Wechsel war statistisch zu sichern (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 664$ ;  $T = 4,51$ ). Der Übergang zur eigentlichen Balzphase ( $n = 6$ , 117 TP) konnte hingegen nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ,  $FG = 358$ ;  $T = 1,20$ ), obwohl die Tiere täglich nur noch  $547 \pm 446$  m zurücklegten. Erst der Mobilitätsrückgang zur Mauser ( $n = 4$ , 199 TP) auf  $154 \pm 281$  m hielt einer statistischen Überprüfung stand (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 314$ ;  $T = 9,60$ ). Aus den Herbstmonaten liegt kein Datenmaterial vor.

Subadulte Hähne stellten die einzige Gruppe dar, bei denen sich die Mobilität der Mauser signifikant von der Mobilität im Winter unterschied ( $FG = 620$ ;  $T = 4,47$ ).

### **3.6.2.5 Subadulte Hennen**

Auch bei subadulten Hennen trat eine signifikante Mobilitätsänderung (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 1089$ ;  $T = 8,50$ ) zwischen Winter ( $n = 15$ , 611 TP) und Orientierungsphase ( $n = 13$ , 480 TP) auf (s. Tab. 11). Im Winter betrug die tägliche Mobilität  $216 \pm 380$  m, in der Orientierungsphase  $471 \pm 607$  m. Der Übergang zur Legephase ( $n = 2$ , 88 TP) mit täglich zurückgelegten  $218 \pm 290$  m war bei diesen Tieren ebenfalls durch einen signifikanten Übergang gekennzeichnet (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 566$ ;  $T = 3,82$ ). Durch diese deutliche Reduzierung war der Mobilitätswechsel ( $165 \pm 339$  m) zur Mauser ( $n = 4$ , 196 TP) nicht zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ ,  $FG = 282$ ;  $T = 1,27$ ), ebenso wie der zum Herbst ( $n = 5$ , 106 TP) mit einer täglichen Mobilität von  $168 \pm 280$  m (T-Test,  $p > 0,05$ ,  $FG = 300$ ;  $T = 0,08$ ).

Nur zu Beginn und während der Fortpflanzungsphase konnten hier signifikante Unterschiede im Mobilitätsverhalten festgestellt werden.

### **3.6.2.6 Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten subadulter Birkhühner**

Bedingt durch das flexible Mobilitätsverhalten der Hähne unterschieden sich die Mobilitätsphasen beider Gruppen im Winter (T-Test,  $p < 0,05$ , T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 1032$ ;  $T = 3,73$ ), in der Orientierungsphase (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 721$ ;  $T = 3,16$ ) und während der Balz (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 203$ ;  $T = 6,02$ )

signifikant. Nur in der Mauser waren keine Unterschiede zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 393; T = 0,35). Prinzipiell zeigten die Hennen im Gegensatz zu den Hähnen während des ersten Jahreszyklus ein deutlich homogeneres Mobilitätsverhalten.

### 3.6.2.7 Unterschiede im geschlechtsspezifischen Mobilitätsverhalten adulter und subadulter Birkhühner

#### a) Hähne

Aufgrund der Orientierungsphase wiesen subadulte Hähne ein uneinheitlicheres Mobilitätsverhalten als adulte auf. Signifikante Unterschiede ergaben sich im Winter, in dem subadulte Hähne wesentlich agiler waren (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 686; T = 2,64) und während der Mauser, in der adulte Hähne die höhere Mobilität zeigten (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 400; T = 2,07). Nur im Laufe der Balz war kein Unterschied zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 402; T = 0,32). Von allen Gruppen hatten subadulte Hähne das variabelste Mobilitätsverhalten, das sich erst im zweiten Jahr nach der Auslassung an das adulter Hähne anglich.

#### b) Hennen

Eine bessere Übereinstimmung war zwischen adulten und subadulten Hennen festzustellen, da Unterschiede nur während der Fortpflanzungsperiode zu erkennen waren. Ausgeprägte Differenzen ergaben sich zwischen der Orientierungsphase subadulter und der Vorlegephase adulter Hennen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 724, T = 4,14), weniger ausgeprägte während der Legeperiode (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 275, T = 2,05). Die restlichen Mobilitätsphasen waren statistisch nicht zu unterscheiden (T-Test,  $p > 0,05$ , Winter: FG = 836; T = 1,05, Mauser: FG = 332; T = 1,02, Herbst: FG = 219; T = 1,55).

### 3.6.3 Mobilitätsverhalten einer gesperreführenden Henne

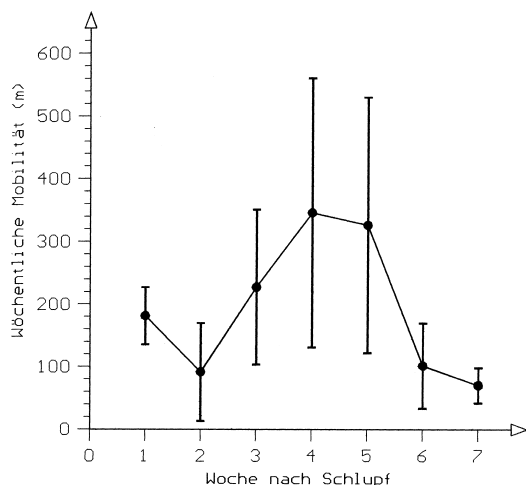


Abbildung 5: Wöchentliche Mobilität einer adulten, gesperreführenden Henne

In einem Fall konnte die tägliche Mobilität eines im Wurzacher Ried erbrüteten Gesperres in den ersten sieben Wochen nach Schlupf ihrer Küken aufgezeichnet werden (s. Abb. 5; 55 TP).

An dem Tag, an dem die Küken das Nest verließen, legte das Gesperre 80 m zurück, an den folgenden zwei Tagen je 170 m. In den restlichen vier Tagen der ersten Woche bewegten sich die zurückgelegten Entfernungen zwischen 200 und 220 m. Im Schnitt bewältigte das Gesperre in der ersten Woche täglich eine Strecke von  $181 \pm 46$  m. Vom achten bis zum dreizehnten Tag variierte die Mobilität zwischen 30 m und 120 m. Am vierzehnten Tag fand ein erneuter Standortwechsel (270 m) statt. Die tägliche Mobilität in der zweiten Lebenswoche betrug lediglich  $91 \pm 78$  m und war signifikant von der ersten Woche zu unterscheiden (U-Test;  $n_{1,2} = 7;7$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 8,5$ ).

In der dritten Lebenswoche wurden jeden Tag  $227 \pm 124$  m zurückgelegt. Die Entfernungen nahmen gegen Ende der Woche zu, so dass von dem Gesperre am 21.Tag 420 m bewältigt wurden. Diese

Steigerung war gegenüber der zweiten Woche wiederum signifikant (U-Test;  $n_{1;2} = 7;7$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{\min} (U_1, U_2) = 5,5$ ). Während der vierten und fünften Woche nahm die Mobilität deutlich auf  $346 \pm 215$  m bzw.  $326 \pm 204$  m zu, konnte aber gegenüber der dritten Woche statistisch nicht unterschieden werden. In der sechsten Woche legte das Gesperre nur noch  $101 \pm 68$  m zurück, was gegenüber der fünften Woche eine signifikante Reduzierung bedeutete (U-Test;  $n_{1;2} = 7;7$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{\min} (U_1, U_2) = 2$ ). Für die siebte Woche liegen nur noch wenige Lokalisationen vor, da die Senderbatterie der Henne erschöpft war. In dieser Woche zeichnete sich aber wieder eine geringe Mobilität des Gesperres ab.

### 3.6.4 Mobilitätsverhalten nach den Auslassungen

Während der Orientierungsphase wurden im Frühjahr 1988 vier subadulte Hennen ausgelassen (s. Tab. 11). Ihre tägliche Mobilität betrug  $311 \pm 373$  m (96 TP) und war damit signifikant niedriger, als die ihrer gleichaltrigen, im Moor lebenden Artgenossen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 574; T = 2,49). Gegenüber der Vorlegephase adulter Hennen konnten allerdings keine Unterschiede gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 340; T = 0,29).

Die Mobilität von drei während der Legephase 1988 ausgelassenen subadulten Hennen mit  $257 \pm 511$  m (59 TP) wich nicht signifikant von der Mobilität der beiden anderen Gruppen ab (T-Test,  $p > 0,05$ , subadulte: FG = 146; T = 0,58; adulte: FG = 247; T = 0,84).

Signifikante Unterschiede ergaben sich allerdings bei Hennen ( $n = 5$ , 219 TP), die nach erfolglosen Brut- oder Aufzuchtversuchen ausgewildert wurden (Mauser). Ihre Mobilität war mit  $107 \pm 116$  m signifikant niedriger, als die der subadulten (FG = 413; T = 2,41) und der adulten Hennen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 346; T = 4,71).

Obwohl das Mobilitätsverhalten beider im Frühjahr 1988 ausgelassenen Hennengruppen sichtbare Unterschiede aufwies, waren diese nicht zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 154; T = 0,76). Signifikante Differenzen waren aber bei einem Vergleich während der Legephase und während der Mauser ausgelassener Hennen zu sichern (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 277; T = 4,00).

Das Mobilitätsverhalten im Herbst ausgelassener juveniler Tiere ( $n = 61$ , 2326 TP) mit  $313 \pm 526$  m zeigte gegenüber adulten Tieren keine deutlichen Unterschiede (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 2560; T = 1,58). Gegenüber subadulten Tieren konnte mangels Datengrundlage kein Vergleich angestellt werden.

Signifikante Unterschiede waren im Mobilitätsverhalten juveniler Hähne ( $n = 32$ , 1276 TP) und juveniler Hennen ( $n = 29$ , 1050 TP) zu erkennen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 2324; T = 3,00). So legten juvenile Hähne täglich  $283 \pm 423$  m zurück. Juvenile Hennen waren mit  $350 \pm 627$  m deutlich aktiver.

Die Mobilität im Herbst ausgelassener, juveniler Hähne konnte von der Mobilität adulter Hähne nicht unterschieden werden (T-Test,  $p > 0,05$ , FG = 1395; T = 0,16). Die Mobilität juveniler Hennen wich dagegen sowohl von der adulter Hennen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 1163; T = 2,12), als auch von der subadulten Hennen ab (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 1154; T = 2,95). Mit Ausnahme von 1991 konnten Mobilitätsunterschiede der im Herbst ausgelassenen juvenilen Tiere in den einzelnen Auslassjahren nicht gesichert

Tabelle 12: Tägliches Mobilitätsverhalten juveniler Birkhühner  
im Herbst der einzelnen Auslassjahre

Jahr	1988	1989	1990	1991	1992
n Tiere	12	8	12	18	11
Tagespeilungen	597	345	324	630	430
Mobilität (m)	274 ± 454	252 ± 361	288 ± 394	410 ± 695	294 ± 511

werden (s. Tab. 12: T-Test,  $p > 0,05$ :

1988  $\Leftrightarrow$  1989: FG = 940, T = 0,75;

1988  $\Leftrightarrow$  1990: FG = 919, T = 0,48;

1988  $\Leftrightarrow$  1992: FG = 1025, T = 0,68;

1989  $\Leftrightarrow$  1990: FG = 667, T = 0,21;

1989  $\Leftrightarrow$  1992: FG = 773, T = 1,3; 1990  $\Leftrightarrow$  1992: FG = 752, T = 0,18).

Im Jahr 1991 lag die Mobilität annähernd doppelt so hoch als in den anderen Jahren und konnte deutlich signifikant von den übrigen Jahren getrennt werden (T-Test,  $p < 0,05$ : 1988  $\Leftrightarrow$  1991: FG = 1225, T = 4,05; 1989  $\Leftrightarrow$  1991: FG = 973, T = 3,94; 1990  $\Leftrightarrow$  1991: FG = 952, T = 2,92; 1992  $\Leftrightarrow$  1991: FG = 1058, T = 2,94).



### 3.7 Aktionsräume und Aktionszentren

#### 3.7.1 Jahreszyklische Aktionsräume und -zentren

##### 3.7.1.1 *Adulte Birkhühner*

Im Winter ( $n = 7$ , 422 TP; s. S. 15; Kap. 2.8) wiesen die Aktionsräume eine Größe von  $52,4 \pm 35,8$  ha auf, die sich zur Balz/Legephase ( $n = 7$ , 427 TP) auf  $64,5 \pm 32,2$  ha ausdehnten. In der Mauser ( $n = 4$ , 314 TP) erreichten sie eine Größe von  $79,1 \pm 58,9$  ha, im Herbst ( $n = 3$ , 199 TP) erfolgte nur eine geringfügige Ausdehnung auf  $81,3 \pm 27,3$  ha (s. Anhang 3; 8). Signifikante Unterschiede der jahreszyklischen Aktionsräume waren nicht zu sichern (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Innerhalb dieser Aktionsräume nutzten adulte Birkhühner nur geringe Anteile der jeweiligen Flächen. Im Winter wurden lediglich  $9 \pm 3$  Raster (17,1%; s. S. 15, Kap. 2.8), während der Balz/Legephase  $10 \pm 4$  Raster (15,5%) genutzt. Während der Mauser und im Herbst hielten sich die Tiere in  $12 \pm 4$  Rastern (15,1%) bzw.  $11 \pm 5$  Rastern (13,5%) auf.

Innerhalb der genutzten Hektarbereiche konnten wiederum Lokalisationshäufigkeiten festgestellt werden. Im Winter waren die Tiere hauptsächlich in  $2 \pm 1$  Rastern (22,2% d. genutzten Raster) anzutreffen. Während der Balz/Legephase nutzten sie hauptsächlich  $3 \pm 1$  Raster (30,0% d. genutzten Raster). Während der Mauser und im Herbst hielten sie sich überwiegend in  $3 \pm 2$  Rastern (25,0% bzw. 27,2% d. genutzten Raster) auf.

##### 3.7.1.2 *Subadulte Birkhühner*

Während des Winters ( $n = 18$ , 843 TP) bewegten sich subadulte Tiere innerhalb einer Fläche von  $119,5 \pm 88,6$  ha. Während der Orientierungsphase ( $n = 18$ , 676 TP) dehnten sie ihren Aktionsraum auf mindestens  $229,4 \pm 148,4$  ha aus. Diese Erweiterung konnte statistisch gesichert werden (T-Test;  $p < 0,05$ , FG = 35;  $T = 2,81$ ), wie auch der zur Balz bzw. Legephase ( $n = 5$ , 157 TP) festzustellende Rückgang auf  $49,3 \pm 35,9$  ha (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 21;  $T = 2,57$ ). Während der Mauser ( $n = 7$ , 377 TP) war ein leichter, nicht signifikanter Anstieg (T-Test,  $p > 0,05$ ) der Aktionsraumgrößen auf  $75,8 \pm 94,9$  ha festzustellen (s. Anhang 4; 9). Für den Herbst liegen nur Daten einer Henne vor, deren Aktionsraum 24,5 ha betrug.

Auch subadulte Birkhühner nutzten nur kleine Bereiche der jeweiligen Aktionsräume. In den Wintermonaten waren sie in  $12 \pm 5$  Rastern (10,0%) zu finden. Während der Orientierungsphase nutzten sie  $15 \pm 4$  Raster, die nur 6,5% des gesamten Aktionsraumes darstellen. Im Laufe der Balz/Legephase waren die Tiere in  $6 \pm 3$  Rastern (12,1%), in der Mauser in  $9 \pm 4$  Rastern (11,9%) anzutreffen.

Die eigentlichen Aktionszentren wiesen eine Größe von 1 bis 2 ha auf, die 6,6% - 33,3% der genutzten Fläche entsprechen. Während der Orientierungsphase konnten bei einigen Tieren keine Aktionszentren festgestellt werden.

##### 3.7.1.3 *Unterschiede der jahreszyklischen Aktionsräume und -zentren adulter und subadulter Birkhühner*

Die Aktionsraumgrößen adulter Tiere waren im Winter signifikant kleiner als die subadulter Tiere (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 28;  $T = 2,24$ ). Mit Ausnahme der Orientierungsphase subadulter Tiere traten allerdings im Jahresverlauf keine weiteren Unterschiede in den Aktionsraumgrößen auf. Keine Unterschiede konnten in der Ausnutzung der Aktionsräume festgestellt werden. Beide Altersgruppen nutzten im Jahresverlauf 11

Raster. Aufgrund der etwas größeren Aktionsräume subadulter Tiere ( $99,7 \pm 72,0$  ha  $\Leftrightarrow$   $69,3 \pm 11,7$  ha) entsprachen sie 11,0% bei Adulten 15,9% der genutzten Fläche.

Die eigentlichen Aktionszentren adulter Tiere waren mit 3 ha (26,1% d. genutzten Raster) höher als die subadulter Tiere mit 2 ha (15,2% d. genutzten Raster).

### **3.7.2 Geschlechtsspezifische Aktionsräume und -zentren**

#### **3.7.2.1 Adulte Hähne**

Im Winter ( $n = 2$ , 204 TP) erreichten die Aktionsräume adulter Hähne  $49,1 \pm 46,3$  ha, die sich zur Balz ( $n = 3$ , 273 TP) auf  $78,3 \pm 24,9$  ha vergrößerten.

Während der Mauser ( $n = 2$ , 203 TP) lagen sie bei  $94,6 \pm 65,4$  ha, im Herbst ( $n = 2$ , 102 TP) reduzierten sie ihre Aktionsräume auf  $67,8 \pm 23,8$  ha (s. Tab. 13; Anhang 3; 8). Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Zyklen konnten nicht festgestellt werden (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Im Winter wurden von den Hähnen  $7 \pm 2$  Raster (14,3%), während der Balz  $12 \pm 4$  Raster (15,3%) genutzt. Während der Mauser und im Herbst lag der Anteil bei  $12 \pm 3$  bzw. bei  $9 \pm 2$  Rastern (12,7% bzw. 13,3%).

Das Aktionszentrum im Winter umfasste  $3 \pm 1$  Raster, das 42,9% der genutzten Raster entsprach. Während der Balz waren es  $4 \pm 1$  Raster (33,3% d. genutzten Raster). Mit  $2 \pm 2$  Rastern (16,6% d. genutzten Raster) in der Mauser und  $2 \pm 1$  Rastern (22,2% d. genutzten Raster) im Herbst lag der Anteil gemessen am gesamten Aktionsraum niedriger als in der ersten Jahreshälfte.

#### **3.7.2.2 Adulte Hennen**

Adulte Hennen bewegten sich in den Wintermonaten ( $n = 5$ , 218 TP) auf einer Fläche von  $54,5 \pm 26,4$  ha. Zu Beginn der Fortpflanzungsphase (Vorlegephase;  $n = 5$ , 246 TP) erweiterten sie ihre Aktionsräume nur unwesentlich auf  $62,1 \pm 24,2$  (T-Test,  $p > 0,05$ ). Eine deutliche, aber nicht signifikante Verringerung (T-Test,  $p > 0,05$ ) erfolgte in der Legeperiode ( $n = 4$ , 154 TP), da die Aktionsräume nun  $43,9 \pm 30,9$  ha betragen. Mit  $48,0 \pm 20,0$  ha waren sie in der Mauser ( $n = 2$ , 111 TP) kaum größer. Vom Herbst liegt nur eine Aktionsraumgröße vor, als eine Henne 108,5 ha (97 TP) nutzte (s. Tab. 13; Anhang 3; 8).

Adulte Hennen konnten im Winter in  $10 \pm 4$  Rastern (18,3%) geortet werden, wovon  $2 \pm 1$  Raster (20,0% d. genutzten Raster) als Aktionszentrum beansprucht wurden. In der Vorlegeperiode waren sie in  $13 \pm 4$  Rastern (20,9%) zu finden. Die Aktionszentren umfassten eine Fläche von  $2 \pm 2$  ha (15,4% d. genutzten Raster). Während der Legephase waren sie standorttreu, da  $7 \pm 3$  Raster (15,9%) der jeweiligen Aktionsräume genutzt wurden. Die Aktionszentren umfassten mit  $3 \pm 1$  Rastern 42,9% der genutzten Raster. Auch während der Mauser wurden mit  $12 \pm 6$  Rastern (25,0%) weite Bereiche des Aktionsraums aufgesucht. Die Aktionszentren beinhalteten mit  $4 \pm 1$  Rastern (33,3%) eine verhältnismäßig große Fläche der genutzten Raster. Die Henne im Herbst war auf 16 Rastern (14,7%) anzutreffen, wobei fünf Raster (31,2% d. genutzten Raster) als Aktionszentrum definiert werden konnten.

Tabelle 13: Aktionsraumgrößen (ha) und Aktionszentren (ha) der Birkhühner im Jahresverlauf mit \* markierte Phasen geben signifikante Unterschiede zur folgenden Phase an

Phase	Aktionsraum (ha)	Adulte		Subadulte		Tiere nach Auslassungen	
		Hähne	Hennen	Hähne	Hennen	Hähne	Hennen
Winter	Aktionsraum	49,1 ± 46,3	54,5 ± 26,4	142,8 ± 91,4	96,8 ± 85,2*		
	genutzte Raster	7 ± 2	10 ± 4	12 ± 4	12 ± 5		
	Aktionszentren	3 ± 1	2 ± 1	2 ± 1	2 ± 1		
Orientierungsphase	Aktionsraum			170,6 ± 70,1*	276,4 ± 175,3		141,3 ± 53,9
	genutzte Raster			12 ± 5	16 ± 3		15 ± 1
	Aktionszentren			(1 ± 1)	(1 ± 1)		-
Vorlegephase	Aktionsraum		62,1 ± 24,2				
	genutzte Raster		13 ± 4				
	Aktionszentren		2 ± 2				
Balz/Legephase	Aktionsraum	78,3 ± 24,9	43,9 ± 30,9	56,6 ± 36,7	20 ± 0		27,0 ± 2,9
	genutzte Raster	12 ± 4	7 ± 3	7 ± 2	4 ± 0		10 ± 2
	Aktionszentren	4 ± 1	3 ± 1	2 ± 1	1 ± 0		1 ± 1
Mauser	Aktionsraum	94,6 ± 65,4	48,0 ± 20,0	33,9 ± 11,7	131,6 ± 123,9		11,9 ± 16,1
	genutzte Raster	12 ± 3	12 ± 6	9 ± 3	10 ± 1		8 ± 5
	Aktionszentren	2 ± 2	4 ± 1	1 ± 1	2 ± 1		3 ± 1
Herbst	Aktionsraum	67,8 ± 23,8	108,5 ± 0		24,5 ± 0	195,6 ± 127,6	277,8 ± 217,5
	genutzte Raster	9 ± 2	16 ± 0			22 ± 8	25 ± 10
	Aktionszentren	2 ± 1	5 ± 0			2 ± 1	2 ± 1

### 3.7.2.3 Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und -zentren adulter Birkhühner

Die Aktionsraumgrößen adulter Hähne und Hennen waren statistisch nicht zu unterscheiden, obwohl die Aktionsräume der Hähne im Schnitt etwas größer ( $72,5 \pm 16,5$  ha) als die der Hennen ( $63,4 \pm 23,4$  ha) waren (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Innerhalb ihrer Aktionsräume nutzten Hähne  $10 \pm 2$  Raster (13,8%), so dass sie im Gegensatz zu den Hennen mit  $12 \pm 3$  Rastern (18,9%) häufiger auf kleinerer Fläche anzutreffen waren. Dies gilt besonders für den Winter und während der Mauser. Lokalisationshäufigkeiten waren bei Hähnen auf  $3 \pm 1$  ha (33,0% d. genutzten Raster) und bei Hennen ebenfalls auf  $3 \pm 2$  Rastern (25,0 % d. genutzten Raster) festzustellen.

### 3.7.2.4 Subadulte Hähne

Im Winter ( $n = 8$ , 310 TP) bewegten sich subadulte Hähne auf einer Fläche von  $142,8 \pm 91,4$  ha. Während der Orientierungsphase ( $n = 8$ , 243 TP) wiesen die Aktionsraumgrößen eine Mindestfläche von  $170,6 \pm 70,1$  ha auf. Nachdem sich die Junghähne auf einem Balzplatz etablierten ( $n = 4$ , 86 TP) reduzierten sie ihre Aktionsräume signifikant auf  $56,6 \pm 36,7$  ha (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 10; T = 2,78). In der sich anschließenden Mauser ( $n = 4$ , 199 TP) verringerten sich die Aktionsräume weiter auf  $33,9 \pm 11,7$  ha. (s. Tab.13; Anhang 4; 9). Mit Ausnahme der Orientierungsphase konnten Unterschiede der Aktionsraumgrößen im Jahresverlauf nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Im Winter waren subadulte Hähne in  $12 \pm 4$  Rastern (8,4%), während der Orientierungsphase in  $12 \pm 5$  Rastern (7,0%) zu lokalisieren. Eine deutliche Reduzierung erfolgte während der eigentlichen Balz auf  $7 \pm 2$  Raster (12,4%). In der Mauser nutzten sie  $9 \pm 3$  Raster (26,5%).

Das Aktionszentrum in der Mauser von  $1 \pm 1$  Rastern (11,1% d. genutzten Raster) lag niedriger als das im Winter ( $2 \pm 1$  Raster; 16,6% d. genutzten Raster). Während der Balz erreichten die Aktionszentren ebenfalls eine Größe von  $2 \pm 1$  Rastern (28,6% d. genutzten Raster).

Im Laufe der Orientierungsphase konnten teilweise keine Aktionszentren ermittelt werden. Waren sie zu ermitteln, hatten sie eine Größe von  $1 \pm 1$  Raster (8,3% d. genutzten Raster).

### **3.7.2.5 Subadulte Hennen**

Die Aktionsräume subadulter Hennen wiesen im Winter ( $n = 10$ , 533 TP) eine Ausdehnung von  $96,8 \pm 85,2$  ha auf. Diese vergrößerten sich in der Orientierungsphase ( $n = 10$ , 433 TP) auf  $276,4 \pm 175,3$  ha. Gegenüber dem Winter bedeutete dies eine signifikante Steigerung (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 19$ ;  $T = 2,97$ ). Aus der Legeperiode liegt nur eine sichere Angabe vor, als eine subadulte Henne einen Aktionsraum von 20 ha (71 TP) nutzte. Dies gilt auch für den Herbst, in dem eine Henne einen Aktionsraum von 24,50 ha (40 TP) nutzte. In der Mauser ( $n = 3$ , 178 TP) betragen die Aktionsräume  $131,6 \pm 123,9$  ha. Signifikante Unterschiede gegenüber den anderen Phasen waren nicht zu sichern (s. Tab. 13; Anhang 4; 9).

In den Wintermonaten konnten subadulte Hennen in  $12 \pm 5$  Rastern (12,4%) und in Aktionszentren von  $2 \pm 1$  ha (16,6% d. genutzten Raster) lokalisiert werden. Im Laufe der Orientierungsphase wurden  $16 \pm 3$  Raster (5,8%) genutzt, die Aktionszentren hatten eine Größe von  $1 \pm 1$  ha (6,3% der genutzten Raster). Eine Henne nutzte in der Legeperiode vier Raster (20,0%). Ihr Aktionszentrum beschränkte sich auf 1 ha (25,0% d. genutzten Raster). Während der Mauser nutzten die Hennen  $10 \pm 1$  Raster (7,6%), ihr Aktionszentrum maß  $2 \pm 1$  Raster (20,0% d. genutzten Raster).

Trotz des phasenweise spärlichen Datenmaterials wird auch hier deutlich, dass die Aktionsräume in der Orientierungsphase ihre größte Ausdehnung aufwiesen. Dies wird auch durch die Tatsache gestützt, dass während dieser Zeit die größte Rasteranzahl erreicht und die geringste Ausprägung von Aktionszentren beobachtet wurde.

### **3.7.2.6 Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und –zentren subadulter Birkhühner**

Unterschiede in den Aktionsraumgrößen beider Geschlechter (Hähne:  $\bar{x} = 101,0 \pm 57,2$  ha; Hennen:  $\bar{x} = 109,9 \pm 93,4$  ha) konnten im gesamten Jahresverlauf nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ). Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass etliche Tiere im Verlaufe der Orientierungsphase den Riedbereich verließen und nicht mehr lokalisiert werden konnten.

Auch hinsichtlich der genutzten Raster ergaben sich keine eindeutigen Differenzen. Pro Phase nutzten Hähne  $10 \pm 2$  Raster (9,9%), Hennen  $11 \pm 4$  Raster (10,0%). Bei beiden Geschlechtern wiesen die Aktionszentren  $2 \pm 1$  ha auf, die bei Hähnen 20,0% der genutzten Raster, bei Hennen 18,2% der genutzten Raster entsprachen. Nur in der Mauser waren subadulte Hähne häufiger auf kleiner Fläche anzutreffen, da sie im Vergleich zu Hennen (20,0%) nur 11,1% eines kleineren Aktionsraumes nutzten.

### **3.7.2.7 Unterschiede der geschlechtsspezifischen Aktionsräume und -zentren adulter und subadulter Birkhühner**

#### a) Hähne

Die Aktionsraumgrößen adulter und subadulter Hähne wiesen mit Ausnahme der Orientierungsphase keine signifikanten Unterschiede auf (T-Test,  $p > 0,05$ ). Letztere waren im Vergleich mit der Balzphase adulter Hähne signifikant größer (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 12, T = 2,85). Aufgrund fehlender Daten konnte für den Herbst kein Vergleich angestellt werden, dennoch dürften sich aufgrund von Sichtbeobachtungen auch in dieser Periode keine größeren Differenzen ergeben.

Bis auf die Tatsache, dass die Ausnutzung der tatsächlich aufgesuchten Raster bei adulten Hähnen im Mittel 33,0%, bei Subadulten im Mittel nur 20,0% betrug, ließen sich, wiederum mit Ausnahme der Orientierungsphase, keine Unterschiede feststellen.

#### b) Hennen

Vergleiche der Aktionsraumgrößen adulter und subadulter Hennen waren nur bedingt möglich, da für die Legeperiode und den Herbst nur unzureichende Datenmengen vorlagen. Im Winter und während der Mauser konnten keine Unterschiede gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ). Signifikante Unterschiede ergaben sich aber zwischen Orientierungsphase subadulter und Vorlegeperiode adulter Hennen (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 15, T = 3,01) bzw. zwischen Orientierungsphase und Legeperiode (T-Test,  $p < 0,05$ , FG = 12, T = 2,44). Dennoch deutete sich auch hier eine große Übereinstimmung der Aktionsraumgrößen beider Altersgruppen an. Auch hier lag die Ausnutzung der aufgesuchten Raster bei Adulten im Mittel 25,0% höher, als bei Subadulten mit durchschnittlich 18,2%.

### **3.7.3 Aktionsraum einer gesperreführenden Henne**

Die gesperreführende Henne konnte in der Führungsphase bis zur siebten Woche nach dem Schlupf der Küken auf einer Fläche von 32 ha (28 TP) angetroffen werden (s. Anhang 3; 8). Davon nutzte sie 14 Raster (43,8%).

### **3.7.4 Aktionsräume und -zentren nach den Auslassungen**

Vier subadulte Hennen nutzten nach ihrer Auslassung in der Orientierungsphase in maximal vier Wochen  $141,3 \pm 53,9$  ha (96 TP) (s. Tab. 13; Anhang 5; 10). Dieser Wert wich nicht signifikant gegenüber den Aktionsraumgrößen im Moor lebender subadulter Hennen sowie gegenüber der Vorlegeperiode adulter Hennen ab (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Diese Tiere suchten  $15 \pm 1$  Raster (10,6%) auf, das wiederum zwischen den Werten der beiden anderen Gruppen lag. Im Gegensatz zu den schon länger freilebenden Hennen konnten allerdings bei den neu ausgelassenen Tieren in dieser Phase keine Aktionszentren registriert werden.

Drei während der Legeperiode ausgelassene subadulte Hennen bewegten sich auf einer Fläche von  $27,0 \pm 2,9$  ha (59 TP) (s. Tab. 13; Anhang 5; 10). Dies war gegenüber den Aktionsräumen adulter Hennen nicht signifikant verschieden und wich ebenfalls nicht wesentlich von dem 20 ha großen Aktionsraum der subadulten Henne ab (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Diese Hennen nutzten  $10 \pm 2$  Raster, das aufgrund des geringen Aktionsraumes 37,0% der Gesamtfläche beinhaltet und deutlich über dem Wert (15,9%) adulter Hennen lag. Allerdings lagen die ei-

gentlichen Kernzonen bei neu ausgewilderten Hennen nur bei  $1 \pm 1$  Rastern (10,0% d. genutzten Raster), so dass sie innerhalb ihres Aktionsraumes mobiler waren.

Allerdings wiesen die Aktionsräume beider zur Fortpflanzungszeit ausgelassener Gruppen deutliche signifikante Unterschiede auf (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 5$ ;  $T = 3,10$ ). Das heißt die während der Orientierungsphase ausgelassenen Hennen waren deutlich agiler, als ihre wenige Wochen später ausgelassenen Artgenossen.

In der Mauser nutzen fünf Hennen nach ihrer Auslassung nur  $11,9 \pm 16,1$  ha (219 TP) (s. Tab. 13; Anhang 5; 10). Obwohl von den Mittelwerten der genutzten Aktionsräume adulter und subadulter Tiere zum Teil erhebliche Abweichungen vorlagen, konnten Unterschiede nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Diese Tiere nutzten  $8 \pm 5$  Raster (67,2%). Als Kernzonen konnten  $3 \pm 1$  Raster (37,5% d. genutzten Raster) ermittelt werden, die zwischen den Werten adulter und subadulter Hennen lagen und die geringe Aktivität dieser Tiere belegen.

Die durchschnittliche Aktionsraumgröße im Herbst ( $n = 34$ , 1952 TP) ausgelassener juveniler Tiere betrug  $234,3 \pm 180,4$  ha. Sie unterschied sich nicht von den Aktionsraumgrößen adulter Tiere (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Auch sind geschlechtsspezifische Unterschiede der Aktionsraumgrößen (Hähne:  $n = 18$ , 1047 TP mit  $195,6 \pm 127,6$  ha; Hennen:  $n = 16$ , 905 TP mit  $277,8 \pm 217,5$  ha) nicht zu sichern (s. Tab. 13; Anhang 7; 11). Dies galt auch für die Aktionsräume adulter und neu ausgelassener Hähne (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Entsprechend der großen Aktionsräume war eine Nutzung von  $23 \pm 9$  Rastern zu beobachten, die aber nur 9,8% der Gesamtfläche repräsentierten. Sie lag damit unterhalb der Nutzung (13,5%) adulter Tiere.

Die Kernzonen entsprachen mit  $2 \pm 1$  Raster aber nur 8,6% der genutzten Fläche, so dass neu ausgewilderte Tiere im Gegensatz zu adulten Tieren (27,2%) häufiger wanderten. Auch hier traten keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern auf (Hähne:  $22 \pm 8$  Raster (11,2%) bzw.  $2 \pm 1$  Raster (9,0%); Hennen:  $25 \pm 10$  Raster (9,0%) bzw.  $2 \pm 1$  Raster (8,0%).

In Übereinstimmung mit der Mobilität konnten nach der Herbstauslassung 1991 ( $n = 9$ , 506 TP) die größten Aktionsräume ermittelt werden. Im Schnitt lagen sie in diesem Jahr bei  $381,4 \pm 209,3$  ha. Sie waren gegenüber den Aktionsräumen der Jahre 1988 ( $n = 8$ , 538 TP) und 1989 ( $n = 5$ , 307 TP) mit  $182,5 \pm 66,3$  ha bzw.  $142,2 \pm 57,8$  ha signifikant größer (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 14$ ;  $T = 3,26$  bzw.  $FG = 10$ ;  $T = 2,76$ ). Gegenüber 1990 ( $n = 4$ , 202 TP;  $185,7 \pm 139,4$  ha) und 1992 ( $n = 6$ , 399 TP;  $215,8 \pm 228,9$  ha) konnten keine Unterschiede gesichert werden, obwohl sich diese beiden Jahre gegenüber 1988 und 1989 nicht signifikant unterschieden (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Die Belegung tatsächlich genutzter Raster bewegte sich in einem Bereich zwischen 20 und 28 Rastern (5% - 20%), wobei die Ausnutzung im Jahr 1991 am geringsten war. Die Aktionszentren wiesen eine Größe von 1 bis 3 ha (7,2% - 17,4% d. genutzten Raster) auf.

Im Jahr 1991 konnten allerdings bei 2 von 8 Tieren (25,0%) keine Aktionszentren festgestellt werden, so dass sich auch hier das Auswilderungsjahr 1991 von den übrigen Jahren unterschied.

### 3.7.5 Individuelle Aktionsraumgrößen

Drei Hähne und vier Hennen der verschiedenen Herbstauslassungen sowie eine Henne einer Sommerauslassung konnten über mehrere Jahre besendert und verfolgt werden. Damit waren Aussagen über Veränderungen der Aktionsraumgrößen mit zunehmendem Lebensalter möglich (s. Tab. 14).

Die Aktionsraumgrößen unterlagen starken individuellen Schwankungen, so dass sich mit zunehmender Lebensdauer der Tiere weder eine Vergrößerung noch eine Verkleinerung der Aktionsräume sichern ließ (U-Test,  $p > 0,05$ ). So schwankten die Aktionsräume einzelner Hähne im Winter erheblich (Hahn 11) oder wiesen nur geringe Schwankungen auf (Hahn 1). Dies galt auch für die Balz- und Mauserphase sowie den Herbst. Die Hennen zeigten im Jahresverlauf hingegen geringere Variationen der Aktionsraumgrößen.

Tabelle 14: Individuelle Aktionsraumgrößen (ha) besendeter Birkhühner  
Hauptnutzungsfläche beinhaltet keine isoliert liegenden Raster mit 1 - 5 TP (s. Text)  
TP < 20 berücksichtigt

Tier	Winter	Orientierungsphase	Vorlegephase	Balz/Legephase	Mauser	Herbst	Hauptnutzungsfläche	Lebensjahr
Hahn 9	5,0	81,5		42,5	51,5	-	206,0	1.- 2.
	5,0	-		82,0	44,0	-	74,0	2.- 3.
	31,5	-		102,0	-	-	43,0	3.- 4.
	14,0	-		26,5	-	-	-	4.- 5.
Hahn 11	-	-		-	-	112,5	-	1.
	224,0	197,5		28,0	149,0	283,0	439,0	1.- 2.
	127,0	-		76,5	67,0	-	54,0	2.- 3.
	33,0	-		92,5	201,0	91,5	131,0	3.- 4.
Hahn 1	6,0	250,0		36,5	22,5	-	89,0	1.- 2.
	-	-		55,5	24,0	-	76,0	2.- 3.
	8,0	-		91,5	86,5	86,5	185,0	3.- 4.
Henne 10	-	-	-	-	-	168,5	-	1.
	12,0	117,0	-	-	-	-	72,0	1.- 2.
	13,5	-	95,5	17,0	-	-	40,0	2.- 3.
Henne 14	-	-	-	-	-	283,0	-	1.
	40,5	575,0	-	39,5	58,5	-	388,0	1.- 2.
	97,5	-	96,0	31,0	39,5	64,0	88,0	2.- 3.
Henne 27	35,5	91,0	-	-	44,0	-	48,0	1.- 2.
	41,0	-	72,0	46,0	-	-	71,0	3.- 4.
Henne 28	7,0	419,0	-	20,0	44,0	24,5	75,0	1.- 2.
	-	-	40,5	21,5	68,0	108,5	95,0	2.- 3.
	58,5	-	51,0	93,5	-	-	62,0	3.- 4.
	43,5	-	48,5	-	-	-	-	4.- 5.

Verursacht wurden die Schwankungen der Aktionsraumgrößen durch kurzzeitige Exkursionen, denen auch störungsbedingte Ursachen zugrunde liegen könnten. Um diese spontanen Ereignisse auszuschließen werden bei der folgenden Betrachtung isoliert liegende Raster mit 1 - 5 TP nicht berücksichtigt, so dass im folgenden nur zusammenhängende Raster (Hauptnutzungsfläche) betrachtet werden.

Die Hauptnutzungsfläche der Hähne verkleinerte sich vom 1./2. Lebensjahr ( $244,6 \pm 145,4$  ha) zum 2./3. Lebensjahr ( $68,0 \pm 9,9$  ha) signifikant (U-Test,  $n_{1;2} = 3;3$ ,  $p < 0,05$ ,  $U_{\min}(U_1U_2) = 0$ ).

Im 3./4. Lebensjahr erfolgte ein nicht signifikanter Anstieg auf  $119,6 \pm 58,5$  ha (U-Test,  $p > 0,05$ ).

Auch die Hennen verkleinerten ihren Aktionsradius vom 1./2. Lebensjahr ( $145,7 \pm 140,2$  ha) auf  $74,3 \pm 24,4$  ha im 2./3. Lebensjahr. Dieser Unterschied konnte aber ebenso wenig gesichert werden, wie der erneute Rückgang auf  $66,5 \pm 4,5$  ha im 3./4. Lebensjahr (U-Test,  $p > 0,05$ ).

Unterschiede in der Ausdehnung der Hauptnutzungsgebiete beider Geschlechter waren nicht zu sichern (U-Test,  $p > 0,05$ ). Beide Geschlechter verkleinerten zwischen dem 1./2. und 2./3. Lebensjahr ihre Hauptnutzungsgebiete. Im folgenden Jahr konnte bei den Hähnen eine Vergrößerung, bei den Hennen eine

geringfügige Verkleinerung beobachtet werden, so dass in diesem Zeitraum kein einheitliches Verhalten zwischen den Geschlechtern zu beobachten war.

Die Verkleinerung der Hauptnutzungsflächen beider Geschlechter vom 1./2. zum 2./3. Lebensjahr deutet an, dass sich die Tiere erst nach Ablauf eines kompletten Jahreszyklus endgültig im Ried etablieren. Dafür könnte das Raum - Zeit - Verhalten des Hahnes 11 sprechen, der im Herbst 1989 im Ostteil des Rieds ausgewildert wurde (s. Anhang 12 - 15). Im Laufe des folgenden Jahres dehnte er seinen Aktionsraum auf den Westteil aus, so dass er über das Jahr verteilt in beiden Bereichen lokalisiert werden konnte. Im 2./3. Lebensjahr (1991) hielt er sich, abgesehen von drei Exkursionen, ausschließlich im Westteil des Wurzacher Rieds auf. Auch im Jahr 1992 konnte er nur im Westteil des Rieds lokalisiert werden. Ein ähnliches Verhalten kann bei der Henne 14 (s. Anhang 16 - 18) und bei dem Hahn 9 (s. Anhang 19 - 22), der seine erste Mauser im Westteil verbrachte, beobachtet werden.

Andere Birkhühner, wie die Henne 28 (s. Anhang 23 - 26), die Henne 10 (s. Anhang 27 - 29) bzw. die Henne 27 (s. Anhang 30 - 31) oder der Hahn 1 (s. Anhang 32 - 34) hielten sich hingegen von ihrer Auslassung an in einer größeren Hauptnutzungsfläche auf, die über die Jahre permanent genutzt wurde.

### 3.7.6 Migrationen aus dem Riedbereich

Von 1978 bis 1993 liegen 45 gesicherte Beobachtungen von Birkhühnern außerhalb des Wurzacher Rieds vor. Innerhalb eines Radius von zwei Kilometern (Nahbereich) um das Wurzacher Ried konnten 20, in größeren Entfernungen (Fernbereich) 25 Beobachtungen registriert werden (s. Tab. 15). Die Beobachtungen im Nahbereich des Wurzacher Rieds verteilten sich gleichmäßig um das Wurzacher Ried, so

Tabelle 15: Beobachtungen von Birkhühnern außerhalb des Wurzacher Rieds (Fernbereich: > 2 km)  
\* die Henne (Auslassung 1992) wurde im Januar 1997 südwestlich von Ulm tot aufgefunden

Monat	Jahr	Anzahl	Beobachtungsort	Entfernung (km)	Richtung
Aug.	79	2	Harprechtser Moos	26	S
Jan.	80	3	Federsee	26	NW
Mai	80	3	Untereßendorf	14	NW
Jun.	80	1	Harprechtser Moos	26	S
Dez.	80	1	Gospoldshofen	5	SSO
?	80	1	Taufach - Fetzach Moos	20	SSO
Apr.	81	1	Gründlenried	11	S
Sep.	81	1	Niederhofen	11	SO
Sep.	81	1	Adelegg	27	SSO
Nov.	81	1	Ziegelberg	6	SSW
Nov.	81	1	Seibranz	6	OSO
Mär.	82	1	Eglofs	27	S
Apr.	82	1	Gründlenried	11	S
Mai	83	1	b. Gospoldshofen	3	SSO
Jan.	85	1	Guggenhausen	30	W
Jan.	86	2	Harprechtser Moos	26	S
Mai	87	1	Storpenholz	4	NO
Jun.	87	1	Herrgottsried	4	SO
Jun.	87	2	Kürnacher Wald	32	SO
Mai	88	1	Oberessendorf	17	N
Mai	90	1	Füramoser Ried	6	N
Okt.	91	1	Mangenwald	4	NO
Okt.	91	1	Frauenlob	7	O
Nov.	91	1	Hummertsried	4	NW
Okt.	92	1	b. Haisterkirch	3	W
*			Allmendingen/Ehingen	50	NNW

dass keine bevorzugte Wanderichtung zu erkennen war. Jeweils zehn Beobachtungen stammten aus dem Winter- bzw. Sommerhalbjahr. Ein saisonaler Migrationsschwerpunkt war demnach nicht zu erkennen.

Birkhühner, die sich weiter vom Wurzacher Ried entfernten, hielten sich oftmals in Moorbereichen auf. Zu 60% orientierten sich diese Tiere in südlicher bzw. südöstlicher Richtung. Eine jahreszeitliche Zuordnung war auch hier nicht möglich, da 13 Beobachtungen im Winterhalbjahr und 11 Beobachtungen im Sommerhalbjahr erfolgten (in einem Fall keine Angabe möglich).

In der Hauptsache (n = 20) handelte es sich um Beobachtungen einzelner



Tiere. Migrationen von zwei oder drei miteinander vergesellschafteten Tieren waren nicht die Regel. Der Nachweis gemeinsamer Migration gelang erst in den Frühjahrsmonaten 1988 und 1989 als jeweils zwei gleichgeschlechtliche, besenderte Tiere das Wurzacher Ried verließen. Sie konnten aber trotz ihrer Sender nicht lokalisiert werden.

Zwischen 1988 und 1993 entfernten sich 16 (8, 8) Birkhühner 21 mal aus dem Nahbereich des Wurzacher Rieds. 12 Tiere verließen das Moor je einmal, drei Tiere je zweimal und ein Tier dreimal. Nur drei Tiere kehrten nicht in das Wurzacher Ried zurück. Bezogen auf alle besenderten Tiere ( $n = 99$ ) lag die Migrationsrate bei 16,2%. Die Rückkehrate betrug 56,3%.

An den Migrationen waren ausschließlich subadulte Tiere, die ihre erste Fortpflanzungsphase erlebten und juvenile Birkhühner nach den Herbstauslassungen beteiligt. Beobachtungen wandernder Adulttiere wurden nicht festgestellt.

Die Migrationsrate im Frühjahr betrug in drei Jahren (1988/90/91) 100%, als alle in diesem Zeitraum besenderten Jungtiere zeitweise den Moorbereich verließen. Im Jahr 1989 wanderten bis Ende April zwei von sieben Tieren (28,5%) bis ein Empfängerdefekt eine weitere Telemetriearbeit verhinderte. Im Frühjahr 1992 zeigte der als einziger besenderte subadulte Hahn keine Wanderaktivität. Die durchschnittliche Migrationsrate im Frühjahr lag, soweit erfassbar, bei 65,8%.

Insgesamt entfernten sich während der Fortpflanzungsphase neun subadulte Tiere elfmal aus dem Nahbereich des Wurzacher Rieds (s. Abb. 6). Zwei Tiere wanderten ein zweites Mal ab, wobei ein Tier lediglich eine eintägige Exkursion unternahm. Sechs

Tiere kehrten nach  $8 \pm 4,4$  Tagen in das Wurzacher Ried zurück und etablierten sich dort dauerhaft. Die Rückkehrquote betrug 66,6%.

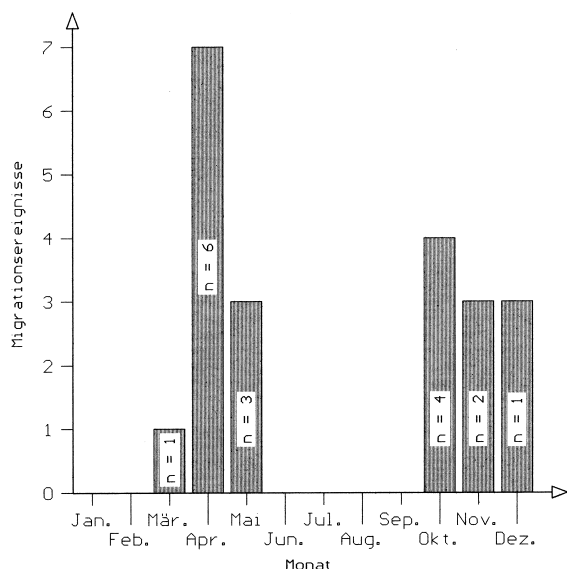


Abbildung 6: Jahreszyklische Migrationsergebnisse von ausgelassenen Birkhühnern

Die meisten Migrationen ereigneten sich während der Hauptbalz im April, als sechs Tiere siebenmal (davon 1 Henne zum zweitenmal) aus dem Moorbereich abwanderten. Im März wurden eine, im Mai drei Migrationsergebnisse registriert. In den Herbstmonaten gab es bis 1991 nur eine Migration, als eine Henne kurz nach ihrer Auslassung im Oktober den Riedbereich verließ. Die Migrationsrate lag bezogen auf die bis zu diesem Zeitpunkt im Herbst besendert ausgelassenen Tiere ( $n = 33$ ) bei 3,2%.

Nach den Herbstauslassungen 1991 und 1992 konnten Migrationen aus dem Riedbereich in größerem Maße beobachtet werden, als in den Jahren zuvor. In diesen beiden Jahren verließen je drei Tiere den Moorbereich.

Davon verließ ein Tier das Moor zweimal, ein weiteres dreimal. Die Migrationsrate im Herbst stieg in den letzten beiden Auswilderungsjahren auf 19,4% (von  $n = 31$ ) an. Der Unterschied gegenüber der ersten drei Jahre war signifikant (U-Test;  $n_{1,2} = 3,2$ ;  $p < 0,20$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 0$ ). Im Mittel betrug die herbstliche

Migrationsrate 10,9% (v. n = 64). Drei Birkhühner verunglückten oder fielen auf ihren Wanderungen Prädatoren zum Opfer. Damit lag die Rückkehrate im Herbst bei 57,1%.

Unter Berücksichtigung des saisonalen Aspekts lag die Migrationsrate im Frühjahr signifikant höher als im Herbst (U-Test;  $n_{1;2} = 5;5$ ;  $p < 0,20$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 4,5$ ). Die Rückkehraten ließen sich statistisch nicht unterscheiden.

### 3.7.7 Zusammenfassung

#### a) Mobilität

Im Gegensatz zu adulten Hennen und subadulten Tieren zeigten adulte Hähne im Jahresverlauf nur vier periodisch wiederkehrende Mobilitätsphasen. Adulte Hennen und subadulte Birkhühner beiderlei Geschlechts schalteten zwischen Winter und eigentlicher Fortpflanzungsphase eine Periode höherer Mobilität ein (Vorlege- bzw. Orientierungsphase).

Zumindest zeitweise konnte bei allen Tieren im Frühjahr die höchste Mobilität im Jahresverlauf festgestellt werden. Der Übergang von der Balz- bzw. Legephase zur Mauser war mit Ausnahme subadulter Hennen signifikant. Die Mauser stellte in allen Fällen die Jahreszeit mit der geringsten Mobilität dar.

Unterschiede in der Mobilität adulter Hähne und Hennen ergaben sich nur während der Fortpflanzungsperiode, bei subadulten Tieren zusätzlich auch im Winter. Insgesamt waren subadulte Tiere durch die Einschaltung der Orientierungsphase mobiler als adulte Tiere. Vor allem das Mobilitätsverhalten subadulter Hähne wies mit dem der anderen Gruppen die geringste Übereinstimmung auf.

Die Mobilität neu ausgewilderter, juveniler Birkhühner wies große Übereinstimmungen mit der Mobilität bereits im Freiland lebender Artgenossen auf. Dabei zeigten allerdings juvenile Tiere eine Tendenz zu geringerer Mobilität, so dass sich größere Übereinstimmungen mit mehrjährigen Tieren ergaben. Dies gilt nicht für im Herbst ausgewilderte Hennen, die eine wesentlich höhere Mobilität als die Hennen der anderen Gruppen zeigten. Die Mobilität im Herbst ausgelassener Tiere war bis auf 1991 einheitlich.

#### b) Aktionsraumgrößen

Die Aktionsraumgrößen adulter Birkhühner nahmen vom Winter bis zum Herbst kontinuierlich zu, so dass im Winter die geringsten ( $52,4 \pm 35,8$  ha), im Herbst die größten ( $81,3 \pm 27,3$  ha) Aktionsräume ermittelt wurden.

Im Durchschnitt wurden nur  $11 \pm 1$  ha (16,4%) der jeweiligen Aktionsraumgrößen in die Nutzung einbezogen. Die eigentlichen Aktionszentren lagen im Mittel bei  $3 \pm 2$  ha (29,0% d. genutzten Raster) und zeigten im Jahresverlauf die konstantesten Ausprägungen.

Signifikante Unterschiede der Aktionsraumgrößen zwischen adulten Hähnen und Hennen waren nicht zu sichern, obwohl die Aktionsräume der Hennen in der Legeperiode deutlich geringer waren.

Im Jahresverlauf erreichten die Aktionsraumgrößen subadulter Tiere innerhalb der gesamten Fortpflanzungsperiode (Orientierungsphase und Balz- bzw. Legephase) sowohl ihre höchste ( $229,4 \pm 148,4$  ha), als auch ihre geringste Ausdehnung ( $49,3 \pm 35,8$  ha).

Im Durchschnitt nutzten subadulte Tiere pro Phase  $11 \pm 3$  Raster (11,0%) ihres Aktionsraumes, wobei sich in  $2 \pm 1$  Rastern (15,2% d. genutzten Raster) Lokalisierungshäufigkeiten ergaben. Unterschiede zwischen beiden subadulten Geschlechtern konnten nicht gesichert werden.

Bis auf den Winter und die Orientierungsphase, in denen subadulte Tiere größere Aktionsräume nutzten, unterscheiden sich die Aktionsraumgrößen im weiteren Jahresverlauf nicht mehr signifikant. Soweit feststellbar, unterschieden sich die geschlechtsspezifischen Aktionsraumgrößen beider Altersgruppen nicht. Eine Ausnahme stellte allerdings die Orientierungsphase subadulter Birkhühner dar, deren Aktionsräume in dieser Phase die größeren Dimensionen aufwiesen.

Differenzen der Aktionsraumgrößen neu ausgelassener und im Moor lebender Birkhühner waren vom Auslasszeitpunkt abhängig. Sie waren während der Orientierungsphase am höchsten ( $141,3 \pm 53,9$  ha  $\leftrightarrow$   $276,4 \pm 175,3$  ha), wenn auch nicht signifikant. Während der Legephase ( $27,0 \pm 2,9$  ha), der Mauser ( $11,9 \pm 16,1$  ha) und im Herbst ( $277,8 \pm 217,5$  ha) ergaben sich keine signifikanten Unterschiede gegenüber den im Moor lebenden Artgenossen.

Die Aktionsraumgrößen im Herbst ausgelassener, juveniler Tiere waren 1991 am größten ( $381,4 \pm 209,3$  ha) und konnten signifikant von denen der Jahre 1988 ( $182,5 \pm 66,3$  ha) und 1989 ( $142,2 \pm 57,8$  ha) unterschieden werden. Unterschiede gegenüber 1990 ( $185,7 \pm 139,4$  ha) und 1992 ( $215,8 \pm 228,9$  ha) waren nicht zu sichern.

Individuelle Aktionsraumgrößen von Birkhühnern, die über mehrere Jahre telemetriert wurden, schwankten in den einzelnen Jahren stark. Im Durchschnitt verkleinerten aber beide Geschlechter ihre Aktionsraumgrößen im zweiten Lebensjahr.

#### c) Migration

Zwischen 1988 und 1993 verließen 16 Birkhühner 21 mal den Nahbereich des Wurzacher Rieds. Die Migrationsrate lag im Frühjahr ( $\emptyset = 65,8\%$ ) signifikant höher als in den Herbstmonaten ( $\emptyset = 10,9\%$ ). Die Rückkehrate betrug 56,3%.

Gemeinsame Wanderungen mehrerer Tiere während der Fortpflanzungsphase konnten ebenso wie mehrmalige Exkursionen aus dem Riedbereich vor einer dauerhaften Etablierung beobachtet werden.

Die Migrationsrate im Herbst ausgelassener Jungtiere war in den Jahren 1991/92 signifikant höher als in den drei Jahren zuvor.

### 3.8 Nutzung der verschiedenen Habitatstrukturen

#### 3.8.1 Nutzung von Moorbereichen

Bei einer groben Einteilung der Habitate des Wurzacher Rieds lassen sich fünf großflächige Bereiche unterscheiden (s. Tab. 16). Ursprüngliche Hochmoorflächen beinhalten naturbelassene, aber auch leicht vorentwässerte Stadien, die mit 490 ha den größten Flächenanteil aufweisen. Die Abtorfungsflächen ste-

Tabelle 16: Nutzung großflächiger Moorbereiche<sup>1</sup>

Moorbereich	Fläche (ha)	P <sub>ex</sub>	n LK	P <sub>ob</sub>	Konfidenzintervalle z = 2,58 für α = 0,05
urspr. Hochmoor	490	0,306	6331	0,748	0,736 ≤ p ≤ 0,760
Abtorfungsflächen	415	0,260	1780	0,210	0,198 ≤ p ≤ 0,221
Nieder/Übergangsmoor	95	0,059	134	0,016	0,012 ≤ p ≤ 0,020
Grünland	400	0,250	43	0,005	0,003 ≤ p ≤ 0,007
Wald	195	0,125	173	0,021	0,017 ≤ p ≤ 0,025
zusammen	1600	1,000	8461	1,000	-

hen an zweiter Stelle (415 ha) und sind zum überwiegenden Teil westlich der B 465 zu finden. Relativ unbeeinflusste Niedermoore sowie Übergangsmoorbereiche liegen entlang der Haidgauer und Dietmannser Ach und nehmen nur einen kleinen Flächenanteil (95 ha)

ein. Die das Ried umgebenden Grünlandflächen sind ehemalige Niedermoorflächen, die durch Intensivierung ihren ursprünglichen Charakter verloren haben (400 ha). Wälder repräsentieren hauptsächlich aufgeforstete Fichtenbestände auf Mooruntergrund (195 ha).

Wie aus Tabelle 16 ersichtlich bevorzugten die Birkhühner ursprüngliche Hochmoorflächen. Alle anderen vier Bereiche wurden negativ selektiert. Dabei schnitten Grünlandbereiche im Verhältnis zu ihrer Fläche am schlechtesten ab. Abtorfungsflächen wurden jedoch bevorzugt genutzt, wenn man sie zusammen mit ursprünglichen Hochmoorbereichen betrachtet (905 ha; 8111 Lokalisationen. Das Flächenangebot (P<sub>ex</sub> = 0,565) war deutlich niedriger als deren Nutzung (P<sub>ob</sub> = 0,958; Konfidenzintervall: 0,952 ≤ p ≤ 0,963). Damit sind die zentral liegenden Hochmoorbereiche, ungeachtet ihrer Degenerationsstadien die Hauptlebensräume der Birkhühner im Wurzacher Ried.

#### 3.8.2 Nutzung von Strukturklassen und Strukturtypen

Gliedert man die oben erwähnten Moorbereiche in einzelne Strukturklassen (s. S. 16; Kap. 2.9), so ergibt sich ein differenzierteres Bild. Mit Ausnahme offener Moorbereiche (Strukturklasse Nr. 4/8), die gemieden wurden, nutzten die ausgelassenen Birkhühner alle anderen Strukturklassen häufiger als es ihren Flächenanteilen entsprach (s. Tab. 17). Eine weitere Unterteilung der Strukturklassen in einzelne Strukturtypen ließ jedoch detailliertere Präferenzen erkennen (s. Tab. 17). In ursprünglichen bzw. leicht vorentwässerten Hochmoorstadien wurde der Strukturtyp Nr. 3 signifikant bevorzugt, der Strukturtyp Nr. 1 seinem Angebot entsprechend genutzt. Die übrigen Bereiche wurden von den Birkhühnern gemieden. In Abtorfungsflächen wurden die Strukturtypen Nr. 5, Nr. 8 und Nr. 9 signifikant bevorzugt. Seinem Angebot entsprechend wurde der Strukturtyp Nr. 7 aufgesucht. Eine negative Nutzung war nur beim Strukturtyp Nr. 6 zu beobachten.

<sup>1</sup> P<sub>ex</sub> = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung; P<sub>ob</sub> = beobachteter Wert = reale Nutzung; Z<sub>α/2k</sub> = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05; α = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen;  
Liegt P<sub>ex</sub> unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt P<sub>ex</sub> innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot.

Die Birkhühner nutzten im Wurzacher Ried somit hauptsächlich verbuschte Flächen mit einer Deckung durch die Strauchschicht von maximal 35% und einem Abschirmungsgrad durch die Baumschicht von 2,5%. Diese Bereiche werden durch die Strukturtypen Nr. 3, Nr. 7, Nr. 9 repräsentiert.

Tabelle 17: Angebot und Nutzung von Strukturklassen und Strukturtypen <sup>2</sup>

Strukturklassen/ Strukturtypen	relativer Flächenanteil	rel.Anzahl v.Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = z_{\alpha/2}$
$\alpha = 0,05$				
<b>Strukturklassen</b>				
Gesamtfläche 920 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 8226				
$z = 2,50$				
Nr. 1/5	0,136	0,147	$0,137 \leq p \leq 0,157$	
Nr. 2/6	0,266	0,288	$0,276 \leq p \leq 0,300$	
Nr. 3/7/9/10	0,489	0,538	$0,524 \leq p \leq 0,552$	
Nr. 4/8	0,109	0,027	$0,023 \leq p \leq 0,031$	
<b>Strukturtypen</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha (einschl.Übergangsmoor); Anzahl Lokalisationen: n = 6446				
$z = 2,58$				
$z = 1,96$				
Nr. 1	0,139	0,137	$0,126 \leq p \leq 0,148$	$0,129 \leq p \leq 0,145$
Nr. 2	0,376	0,361	$0,346 \leq p \leq 0,376$	$0,349 \leq p \leq 0,373$
Nr. 3	0,317	0,473	$0,457 \leq p \leq 0,489$	
Nr. 4	0,139	0,011	$0,008 \leq p \leq 0,014$	
Nr. 10	0,029	0,018	$0,014 \leq p \leq 0,022$	
<b>Abtorfungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 1780				
$z = 2,58$				
$z = 1,96$				
Nr. 5	0,133	0,182	$0,158 \leq p \leq 0,206$	
Nr. 6	0,133	0,023	$0,014 \leq p \leq 0,032$	
Nr. 7	0,566	0,584	$0,554 \leq p \leq 0,614$	$0,561 \leq p \leq 0,607$
Nr. 8	0,072	0,086	$0,069 \leq p \leq 0,103$	
Nr. 9	0,096	0,125	$0,105 \leq p \leq 0,145$	

Auch in höherem Maße verbuschte bzw. mit Bäumen bestandene Bereiche, wie die Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 5 waren von Bedeutung. Sie wurden zumindest auf Abtorfungsflächen positiv selektiert. Hier herrscht eine Dominanz baumförmiger Arten mit Abschirmungsgraden in der Baumschicht < 35% vor. Fehlt diese, dann ist der Deckungsgrad der Strauchschicht > 35%.

Diese Strukturtypen unterscheiden sich nicht wesentlich von denen der Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 6, die jedoch in beiden Fällen negativ selektiert wurden. Hier wachsen strauchförmige Bergkiefern, die in weiten Teilen Kronenschluss erreichen. Die Abschirmungsgrade liegen über 35%. Eine Strukturierung dieser Flächen ist durch das Fehlen baumförmiger Wuchsformen nicht in dem Maße ausgeprägt, wie es in den vorgenannten beiden Strukturtypen der Fall ist.

Offene Bereiche im ursprünglichen Hochmoor (Nr. 4) wurden gemieden, in Abtorfungsbereichen (Nr. 8) jedoch schwach positiv selektiert.

Abtorfungsbereiche scheinen für die Birkhühner auf einer breiteren Basis nutzbar, da immerhin drei Strukturtypen positiv und einer seinem Angebot entsprechend aufgesucht wurden. In ursprünglichen, teil-

<sup>2</sup>  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen; Liegt  $P_{ex}$  unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit  $z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

weise vorentwässerten Hochmoorbereichen wurde je ein Strukturtyp positiv bzw. seinem Angebot entsprechend genutzt. Dennoch sind diese ursprünglichen Hochmoorflächen der Hauptaufenthaltsraum der Birkhühner im Wurzacher Ried, da hier 78,4% der Lokalisationen getätigt wurden.

### 3.8.3 Nutzungsunterschiede im Ost- und Westteil des Wurzacher Rieds

Hinsichtlich ihres Struktur- und Flächenangebotes unterscheiden sich der West- und der Ostteil des Wurzacher Rieds (s. Tab. 18). Im Ostteil fehlen die großen offenen ursprünglichen Hochmoorflächen ebenso wie großflächige, freie Abtorfungsbereiche. Im Westteil hingegen fehlen zusammenhängende Übergangsmoore.

Im Westteil des Wurzacher Rieds steht eine höhere Anzahl von Strukturtypen zur Verfügung. Möglicherweise erklärt sich ungleiche Verteilung der Lokalisationen von  $n = 3140$  im Ostteil und  $n = 5086$  im Westteil durch eine höhere Attraktivität des strukturreicheren Westteils.

Tabelle 18: Nutzungsunterschiede im Ost- und Westteil des Wurzacher Rieds<sup>3</sup>

Strukturtypen	relativer Flächenanteil	rel. Anteil v. Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = z_{\alpha/2}$
			$\alpha = 0,05$	
<b>Strukturtypen des OSTTEILS</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Fläche 205 ha; Anzahl Lokalisationen: $n = 3104$				
			$z = 2,53$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,146	0,070	$0,058 \leq p \leq 0,082$	
Nr. 2	0,488	0,568	$0,546 \leq p \leq 0,590$	
Nr. 3	0,293	0,325	$0,304 \leq p \leq 0,346$	
Nr. 4	-----	-----	-----	
Nr. 10	0,073	0,037	$0,028 \leq p \leq 0,046$	
<b>Abtorfungsbereich:</b> Fläche 111 ha; Anzahl Lokalisationen: $n = 36$				
			$z = 2,43$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,135	0,083	$-0,029 \leq p \leq 0,195$	$-0,007 \leq p \leq 0,173$
Nr. 6	0,225	0,278	$0,097 \leq p \leq 0,459$	$0,132 \leq p \leq 0,424$
Nr. 7	0,640	0,639	$0,444 \leq p \leq 0,834$	$0,482 \leq p \leq 0,796$
Nr. 8	-----	-----	-----	-----
Nr. 9	-----	-----	-----	-----
<b>Strukturtypen des WESTTEILS</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Fläche 300 ha; Anzahl Lokalisationen: $n = 3342$				
			$z = 2,53$	
Nr. 1	0,133	0,200	$0,182 \leq p \leq 0,218$	
Nr. 2	0,301	0,169	$0,153 \leq p \leq 0,185$	
Nr. 3	0,333	0,610	$0,589 \leq p \leq 0,631$	
Nr. 4	0,233	0,021	$0,015 \leq p \leq 0,027$	
Nr. 10	-----	-----	-----	
<b>Abtorfungsbereich:</b> Fläche 304 ha; Anzahl Lokalisationen: $n = 1744$				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,131	0,184	$0,160 \leq p \leq 0,208$	
Nr. 6	0,099	0,018	$0,010 \leq p \leq 0,026$	
Nr. 7	0,539	0,583	$0,553 \leq p \leq 0,613$	
Nr. 8	0,099	0,088	$0,070 \leq p \leq 0,106$	$0,075 \leq p \leq 0,101$
Nr. 9	0,131	0,127	$0,106 \leq p \leq 0,148$	$0,111 \leq p \leq 0,143$

<sup>3</sup>  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich;  $k$  = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen;  $n$  LK = Anzahl der Lokalisationen; Liegt  $P_{ex}$  unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit  $z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingeengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

Im Ostteil wurde der Strukturtyp Nr. 1 gemieden, im Westteil positiv selektiert. Im Ostteil hingegen wurde der Strukturtyp Nr. 2 positiv, im Westteil jedoch negativ selektiert. In beiden Moorteilen war eine positive Selektion des Strukturtyps Nr. 3 zu verzeichnen. Das Übergangsmoor (Nr. 10) im Ostteil wurde, obwohl es in seinem äußerlichen Erscheinungsbild den Strukturtypen Nr. 3 und Nr. 7 ähnelt, geringer genutzt als es seine Fläche vermuten lässt. Das gleiche war in den offenen Hochmoorbereichen (Nr. 4) im Westteil der Fall. Unterschiede waren auch in der Nutzung von Abtorfungsflächen zu erkennen. Im Ostteil wurden sie von den Birkhühnern weder bevorzugt noch gemieden. Im Westteil wurde der Strukturtyp Nr. 6 gemieden, die Strukturtypen Nr. 5 und Nr. 7 hingegen bevorzugt. Die Bereiche Nr. 8 und Nr. 9 wurden ihrem Angebot entsprechend genutzt.

Birkhühner im Ostteil bevorzugten (Nr. 2) oder nutzten Flächen ihrem Angebot entsprechend (Nr. 6), die sie im Westteil des Wurzacher Rieds mieden. Zwar liegt der Anteil dichter bewachsener Bereiche (Nr. 1, Nr. 2, Nr. 5, Nr. 6) mit 170 ha im Ostteil nur geringfügig niedriger als im Westteil (200 ha). Die von Birkhühnern bevorzugten Strukturen (Nr. 3; 7; 9) sind jedoch im Westteil mit 304 ha deutlich ausgeprägter, als im Ostteil mit 131 ha.

Die geringere Strukturvielfalt und die geringere Ausdehnung des Ostteils können ursächlich für die Nutzung suboptimaler Strukturtypen dieses Moorbereiches sein.

#### **3.8.4 Saisonale Habitatnutzung adulter und subadulter Birkhühner**

In der folgenden Betrachtung wurden Wälder, Grünland und sonstige Bereiche ausgeklammert, da bei insgesamt 99 Lokalisationen (1,8% v. n = 5368) in jedem Fall eine negative Selektion dieser Bereiche (235 ha) vorlag. Deshalb beziehen sich folgende Angaben auf n = 5269 (100%) Lokalisationen (s. Tab. 19; 20; Anhang 35; 36; 37). Zur grafischen Darstellung siehe Anhang 41.

Der Strukturtyp Nr. 1 wurde von den Birkhühnern ganzjährig genutzt. Insgesamt konnten in diesem Bereich 644 Lokalisationen (12,2%) gezählt werden. In den Wintermonaten bevorzugten beide Gruppen diesen Strukturtyp (s. Tab. 21, 22). In diesem Zeitraum wurden 367 LK (56,9% v. n = 644) registriert.

Im weiteren Jahresverlauf war eine dem Angebot entsprechende Nutzung zu verzeichnen. Dies gilt jedoch nicht für adulte Hennen, die diesen Bereich in den Frühjahrs- und Sommermonaten ebenso wie subadulte Hennen während der Orientierungsphase mieden.

Der vergleichbare Strukturtyp im Abtorfungsbereich (Nr. 5) wurde ebenfalls ganzjährig aufgesucht. Dort wurden allerdings nur 159 Lokalisationen (3,0%) registriert. Im Jahresverlauf war zum überwiegenden Teil eine dem Angebot angepasste Nutzung zu verzeichnen. Die Hauptnutzung erfolgte vor allem während der Fortpflanzungsphase und in der Mauser, in denen 95 LK (59,7% v. n = 159) verzeichnet wurden. Im Winter ist die geringste Nutzung mit 27 Lokalisationen (16,9% v. n = 159) zu beobachten.

Ebenfalls ganzjährig konnten Birkhühner in dem Strukturtyp Nr. 2 lokalisiert werden (n = 1454; 28%). Im Winter und zur Mauser wurde er von adulten Hähnen bevorzugt aufgesucht. Während der Mauser hielten sich auch subadulte Hähne bevorzugt in diesem Typ auf. Eine positive Nutzung war auch bei subadulten Hennen in den Herbstmonaten zu beobachten. In den übrigen Jahreszeiten konnte überwiegend eine negative Selektion beobachtet werden. Derselbe Strukturtyp des Abtorfungsbereiches (Nr. 6) wurde, wenn überhaupt genutzt, negativ selektiert. In diesem Bereich konnten insgesamt nur 5 Lokalisationen (0,09%) registriert werden. Diese Struktur scheidet somit als Birkhuhnhabitat aus.

Tabelle 19: Saisonale Nutzung der Strukturtypen durch adulte Hähne und Hennen (für  $z = 1,96$ )  
Pex (erwarteter Wert) fett hervorgehoben; Pob oberhalb des Intervalls angegeben<sup>4</sup>

<b>Hähne</b>					
<b>ursprüngliches Hochmoor (505 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
rel. Flächenanteil					
<b>(Pex)</b>	<b>0,139</b>	<b>0,376</b>	<b>0,317</b>	<b>0,139</b>	<b>0,029</b>
Winter n LK = 258	0,260 0,206 ≤ p ≤ 0,314	0,322 0,265 ≤ p ≤ 0,379	0,419 0,359 ≤ p ≤ 0,479	- -	- -
Balz n LK = 412	0,112 0,082 ≤ p ≤ 0,142	0,223 0,183 ≤ p ≤ 0,263	0,580 0,532 ≤ p ≤ 0,628	0,085 0,058 ≤ p ≤ 0,122	- -
Mauser n LK = 152	0,099 0,052 ≤ p ≤ 0,146	0,632 0,555 ≤ p ≤ 0,709	0,270 0,199 ≤ p ≤ 0,341	- -	- -
Herbst n LK = 67	0,134 0,052 ≤ p ≤ 0,216	0,299 0,189 ≤ p ≤ 0,409	0,567 0,448 ≤ p ≤ 0,686	- -	- -
<b>Abtörungsbereich (415 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
rel. Flächenanteil					
<b>(Pex)</b>	<b>0,133</b>	<b>0,133</b>	<b>0,566</b>	<b>0,072</b>	<b>0,096</b>
Winter n LK = 9	0,667 -	0,111 -	0,111 -	- -	0,111 -
Balz n LK = 80	0,150 0,072 ≤ p ≤ 0,228	- -	0,825 0,742 ≤ p ≤ 0,908	- -	0,025 -0,009 ≤ p ≤ 0,059
Mauser n LK = 51	0,196 0,087 ≤ p ≤ 0,305	0,039 -0,014 ≤ p ≤ 0,092	0,549 0,412 ≤ p ≤ 0,686	- -	0,216 0,103 ≤ p ≤ 0,329
Herbst n LK = 50	0,480 0,342 ≤ p ≤ 0,618	- -	0,420 0,283 ≤ p ≤ 0,557	- -	0,100 -0,017 ≤ p ≤ 0,183
<b>Hennen</b>					
<b>ursprüngliches Hochmoor (505 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
rel. Flächenanteil					
<b>(Pex)</b>	<b>0,139</b>	<b>0,376</b>	<b>0,317</b>	<b>0,139</b>	<b>0,029</b>
Winter n LK = 218	0,220 0,156 ≤ p ≤ 0,275	0,248 0,191 ≤ p ≤ 0,305	0,532 0,466 ≤ p ≤ 0,689	- -	- -
Vorlegephase n LK = 273	0,132 0,092 ≤ p ≤ 0,172	0,260 0,208 ≤ p ≤ 0,312	0,575 0,515 ≤ p ≤ 0,634	0,333 0,012 ≤ p ≤ 0,054	- -
Legephase n LK = 158	0,089 0,045 ≤ p ≤ 0,133	0,165 0,107 ≤ p ≤ 0,223	0,741 0,673 ≤ p ≤ 0,809	0,006 -0,006 ≤ p ≤ 0,018	- -
Mauser n LK = 100	0,040 -0,002 ≤ p ≤ 0,078	0,400 0,304 ≤ p ≤ 0,496	0,480 0,382 ≤ p ≤ 0,578	- -	0,080 0,072 ≤ p ≤ 0,133
Herbst n LK = 59	0,102 0,025 ≤ p ≤ 0,179	0,085 -0,014 ≤ p ≤ 0,156	0,814 0,715 ≤ p ≤ 0,913	- -	- -
Führungsphase n LK = 54	0,167	0,444	0,389	-	-
<b>Abtörungsbereich (415 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
rel. Flächenanteil					
<b>(Pex)</b>	<b>0,133</b>	<b>0,133</b>	<b>0,566</b>	<b>0,072</b>	<b>0,096</b>
Winter n LK = 6	0,333 -	- -	0,666 -	- -	- -
Vorlegephase n LK = 22	0,045 -0,042 ≤ p ≤ 0,132	- -	0,955 0,868 ≤ p ≤ 1,04	- -	- -
Legephase n LK = 107	0,318 0,230 ≤ p ≤ 0,406	- -	0,626 0,534 ≤ p ≤ 0,718	- -	0,056 -0,012 ≤ p ≤ 0,100
Mauser n LK = 30	0,067 -0,002 ≤ p ≤ 0,156	- -	0,767 0,616 ≤ p ≤ 0,918	- -	0,167 -0,034 ≤ p ≤ 0,300
Herbst n LK = 57	0,088 -0,014 ≤ p ≤ 0,162	- -	0,807 0,705 ≤ p ≤ 0,909	- -	0,105 0,025 ≤ p ≤ 0,185
Führungsphase n LK = 1	-	-	1,000	-	-

<sup>4</sup> P<sub>ex</sub> = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung; P<sub>ob</sub> = beobachteter Wert = reale Nutzung; Z<sub>α/2k</sub> = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05; α = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen;  
Liegt P<sub>ex</sub> unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt P<sub>ex</sub> innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot.



Tabelle 20: Saisonale Nutzung der Strukturtypen durch subadulte Hähne und Hennen (für  $z = 1,96$ )  
P<sub>ex</sub> (erwarteter Wert) fett hervorgehoben, P<sub>ob</sub> oberhalb des Intervalls angegeben<sup>5</sup>

<b>Hähne</b>					
<b>ursprüngliches Hochmoor (505 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
rel. Flächenanteil <b>(P<sub>ex</sub>)</b>	<b>0,139</b>	<b>0,376</b>	<b>0,317</b>	<b>0,139</b>	<b>0,029</b>
Winter n LK = 560	0,211 0,177 ≤ p ≤ 0,244	0,407 0,366 ≤ p ≤ 0,447	0,382 0,341 ≤ p ≤ 0,422	- -	- -
Orientierungsph. n LK = 237	0,148 0,103 ≤ p ≤ 0,193	0,397 0,335 ≤ p ≤ 0,459	0,439 0,376 ≤ p ≤ 0,502	0,004 -0,004 ≤ p ≤ 0,012	0,013 -0,001 ≤ p ≤ 0,027
Balz n LK = 144	0,188 0,065 ≤ p ≤ 0,171	0,167 0,106 ≤ p ≤ 0,228	0,632 0,553 ≤ p ≤ 0,711	0,083 0,038 ≤ p ≤ 0,128	- -
Mauser n LK = 178	0,096 0,053 ≤ p ≤ 0,139	0,556 0,483 ≤ p ≤ 0,629	0,348 0,278 ≤ p ≤ 0,418	- -	- -
<b>Abtorfungsbereich (415 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
rel. Flächenanteil <b>(P<sub>ex</sub>)</b>	<b>0,133</b>	<b>0,133</b>	<b>0,566</b>	<b>0,072</b>	<b>0,096</b>
Winter n LK = 23 LK	0,652 0,457 ≤ p ≤ 0,846	0,043 -0,040 ≤ p ≤ 0,126	0,174 -0,019 ≤ p ≤ 0,329	- -	0,130 -0,007 ≤ p ≤ 0,267
Orientierungsph. n LK = 18	0,222 0,030 ≤ p ≤ 0,414	- -	0,611 0,386 ≤ p ≤ 0,836	- -	0,167 -0,005 ≤ p ≤ 0,339
Balz n LK = 39	0,231 0,099 ≤ p ≤ 0,363	- -	0,692 0,547 ≤ p ≤ 0,837	- -	0,077 -0,007 ≤ p ≤ 0,161
Mauser n LK = 23	0,130 -0,007 ≤ p ≤ 0,267	- -	0,696 0,508 ≤ p ≤ 0,883	- -	0,174 -0,019 ≤ p ≤ 0,329
<b>Hennen</b>					
<b>ursprüngliches Hochmoor (505 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
rel. Flächenanteil <b>(P<sub>ex</sub>)</b>	<b>0,139</b>	<b>0,376</b>	<b>0,317</b>	<b>0,139</b>	<b>0,029</b>
Winter n LK = 750	0,179 0,152 ≤ p ≤ 0,206	0,289 0,257 ≤ p ≤ 0,321	0,527 0,491 ≤ p ≤ 0,563	- -	0,005 0,000 ≤ p ≤ 0,010
Orientierungsph. n LK = 363	0,074 0,047 ≤ p ≤ 0,101	0,317 0,269 ≤ p ≤ 0,365	0,573 0,522 ≤ p ≤ 0,624	0,033 0,015 ≤ p ≤ 0,051	0,003 -0,003 ≤ p ≤ 0,009
Legephase n LK = 72	- -	0,361 0,250 ≤ p ≤ 0,472	0,625 0,513 ≤ p ≤ 0,737	- -	0,014 -0,013 ≤ p ≤ 0,041
Mauser n LK = 139	0,151 0,091 ≤ p ≤ 0,211	0,137 0,080 ≤ p ≤ 0,194	0,669 0,591 ≤ p ≤ 0,747	- -	0,043 0,009 ≤ p ≤ 0,077
Herbst n LK = 207	0,101 0,060 ≤ p ≤ 0,142	0,585 0,518 ≤ p ≤ 0,652	0,309 0,246 ≤ p ≤ 0,327	- -	0,005 -0,005 ≤ p ≤ 0,015
<b>Abtorfungsbereich (415 ha)</b>					
<b>Strukturtyp</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
rel. Flächenanteil <b>(P<sub>ex</sub>)</b>	<b>0,133</b>	<b>0,133</b>	<b>0,566</b>	<b>0,072</b>	<b>0,096</b>
Winter n LK = 53	0,075 0,004 ≤ p ≤ 0,146	- -	0,736 0,617 ≤ p ≤ 0,855	- -	0,189 0,084 ≤ p ≤ 0,294
Orientierungsph. n LK = 153	0,072 0,031 ≤ p ≤ 0,113	0,007 -0,006 ≤ p ≤ 0,020	0,569 0,491 ≤ p ≤ 0,647	0,248 0,180 ≤ p ≤ 0,316	0,105 0,056 ≤ p ≤ 0,154
Legephase n LK = 24	- -	- -	- -	- -	1,000 1,000 ≤ p ≤ 1,000
Mauser n LK = 71	0,127 0,050 ≤ p ≤ 0,204	- -	0,606 0,492 ≤ p ≤ 0,720	- -	0,268 0,165 ≤ p ≤ 0,371
Herbst n LK = 51	0,157 0,057 ≤ p ≤ 0,257	- -	0,725 0,602 ≤ p ≤ 0,848	0,059 -0,006 ≤ p ≤ 0,124	0,059 -0,006 ≤ p ≤ 0,124

Die meisten Lokalisationen (n = 2209) konnten dem Strukturtyp Nr. 3 zugeordnet werden (41,9%). Er stellte den Hauptlebensraum der Birkhühner dar und wurde praktisch das ganze Jahr über positiv se-

<sup>5</sup> P<sub>ex</sub> = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung; P<sub>ob</sub> = beobachteter Wert = reale Nutzung; Z<sub>α/2k</sub> = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05; α = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen;  
Liegt P<sub>ex</sub> unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt P<sub>ex</sub> innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot.

lektiert. Lokalisationsschwerpunkte (n = 833) konnten im Winter (37,7% v. n = 2209) und in der Fortpflanzungsperiode (n = 961; 43,5% v. n = 2209) festgestellt werden.

Der vergleichbare Strukturtyp des Abtorfungsbereiches (Nr. 7) verzeichnete 542 Lokalisationen (10,2%). Er war der am meisten frequentierte Strukturtyp des Abtorfungsbereiches.

Im Winter erfolgte mit 48 LK (2,2% v. n = 2209) mit Ausnahme subadulter Hennen eine negative Nutzung, die diesen Strukturtyp seinem Angebot entsprechend nutzten. Positive Selektionen zeigten adulte Hähne während der Balz und adulte Hennen während der Mauser und im Herbst sowie subadulte Hennen im Herbst. Den Rest des Jahres war eine dem Angebot entsprechende Nutzung zu verzeichnen.

Eine spezielle Ausprägung des Strukturtyps Nr. 7 sind die Torfstiche (Nr. 9). Auch sie wurden mit Ausnahme des Winters ganzjährig von den Birkhühnern aufgesucht (n = 121; 2,2%) und in der Regel ihrem Flächenangebot entsprechend genutzt. Nutzungsschwerpunkte waren in den Spätsommer- und Herbstmonaten mit 53 LK (43,8% v. n = 121) zu verzeichnen.

Im Übergangsmoor (Nr. 10) gelangen 24 Beobachtungen (0,5%), so dass dieser Typ nur eine untergeordnete Rolle spielte.

In offenen ursprünglichen Hochmoorbereichen (Nr. 4), die als Balzplätze von Bedeutung sind, wurden 70 mal (1,3%) Birkhühner angetroffen. Außerhalb der Fortpflanzungsphase konnte keine Nutzung festgestellt werden. Auch die offenen Abtorfungsflächen (Nr. 8) wurden praktisch nicht in die Nutzung einbezogen. In dieser Struktur gelangen nur 41 Lokalisationen (0,7%), davon die meisten (n = 38, 92,7% v. n = 41) im Frühjahr 1989.

### **3.8.5 Altersspezifische Habitatnutzung**

#### **3.8.5.1 Adulte Birkhühner**

Adulte Birkhühner nutzten den Strukturtyp Nr. 1 seinem Angebot entsprechend. Der vergleichbare Strukturtyp des Abtorfungsbereiches (Nr. 5) wurde jedoch bevorzugt (s. Tab. 21).

Die vergleichbaren Strukturtypen ursprünglicher und abgetorfter Hochmoore (Nr. 3, Nr. 7) wurden positiv selektiert.

Der Strukturtyp Nr. 9 (Torfstiche) wurde weder gemieden noch bevorzugt. Der zur selben Strukturklasse gehörende Strukturtyp Nr. 10 wurde von adulten Birkhühnern allerdings praktisch nicht genutzt.

Gemieden wurden die Bereiche Nr. 2 und Nr. 6 ebenso wie offene Bereiche (Nr. 4, Nr. 8), wobei in dem Strukturtyp Nr. 8 keine einzige Lokalisation zu registrieren war.

Tabelle 21: Nutzung der Strukturtypen durch adulte Birkhühner<sup>6</sup>

Strukturtypen	relativer Flächenanteil	rel. Anteil v. Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = \alpha/2$
$\alpha = 0,05$				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 1751				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,145	$0,123 \leq p \leq 0,167$	$0,129 \leq p \leq 0,161$
Nr. 2	0,376	0,291	$0,263 \leq p \leq 0,319$	
Nr. 3	0,317	0,533	$0,502 \leq p \leq 0,564$	
Nr. 4	0,139	0,026	$0,016 \leq p \leq 0,036$	
Nr. 10	0,029	0,005	$0,001 \leq p \leq 0,009$	
<b>Abtorfungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 413				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,233	$0,179 \leq p \leq 0,287$	
Nr. 6	0,133	0,007	$-0,004 \leq p \leq 0,018$	
Nr. 7	0,566	0,673	$0,613 \leq p \leq 0,733$	
Nr. 8	0,072	0,000	-	
Nr. 9	0,096	0,087	$0,051 \leq p \leq 0,122$	$0,060 \leq p \leq 0,114$

### 3.8.5.2 Subadulte Birkhühner

Subadulte Birkhühner hielten sich in den Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 5 dem Angebot entsprechend auf (s. Tab. 22). Sie bevorzugten die Bereiche Nr. 3 und Nr. 9. Der Strukturtyp Nr. 7 wurde seinem Angebot entsprechend genutzt. Der Strukturtyp Nr. 10 wurde gemieden, wie auch eine negative Selektion des Strukturtyps Nr. 2 und des entsprechenden Typs im Abtorfungsbereich (Nr. 6) zu beobachten war. Offene, ursprüngliche Hochmoorflächen (Nr. 4) wurden kaum, offene Abtorfungflächen (Nr. 8) ihrem Angebot entsprechend genutzt.

Tabelle 22: Nutzung der Strukturtypen durch subadulte Birkhühner<sup>6</sup>

Strukturtypen	relativer Flächenanteil	rel. Anzahl v. Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = \alpha/2$
$\alpha = 0,05$				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 2650				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,147	$0,129 \leq p \leq 0,165$	$0,134 \leq p \leq 0,160$
Nr. 2	0,376	0,356	$0,332 \leq p \leq 0,380$	$0,338 \leq p \leq 0,374$
Nr. 3	0,317	0,482	$0,457 \leq p \leq 0,507$	
Nr. 4	0,139	0,009	$0,004 \leq p \leq 0,014$	
Nr. 10	0,029	0,006	$0,002 \leq p \leq 0,010$	
<b>Abtorfungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 455				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,138	$0,096 \leq p \leq 0,180$	$0,106 \leq p \leq 0,170$
Nr. 6	0,133	0,004	$-0,004 \leq p \leq 0,012$	
Nr. 7	0,566	0,581	$0,521 \leq p \leq 0,641$	$0,536 \leq p \leq 0,626$
Nr. 8	0,072	0,090	$0,055 \leq p \leq 0,125$	$0,064 \leq p \leq 0,116$
Nr. 9	0,096	0,187	$0,140 \leq p \leq 0,234$	

<sup>6</sup>  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen; Liegt  $P_{ex}$  unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit  $z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

### **3.8.5.3 Altersspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter und subadulter Birkhühner**

Beide Altersgruppen bevorzugten ursprüngliche Hochmoorbereiche, die durch Bergkiefern locker strukturiert waren und eine reiche Zwergstrauchvegetation (Nr. 3) aufwiesen.

Unterschiede sind in der Nutzung locker strukturierter Abtorfungsflächen (Nr. 7) zu erkennen, die von adulten Tieren positiv, von subadulten Tieren ihrem Angebot entsprechend genutzt wurden. In vergleichbar strukturierten Torfstichen (Nr. 9) sind die Verhältnisse umgekehrt, da subadulte Tiere diese Bereiche positiv selektierten.

Nur geringe Unterschiede traten in der Nutzung der Strukturklasse Nr. 1/5 auf, da adulte Birkhühner den Strukturtyp Nr. 5 positiv selektierten.

Auch freie ursprüngliche Hochmoorbereiche (Nr. 4) und das Übergangsmoor (Nr. 10) wurden von beiden Altersgruppen negativ selektiert.

Bemerkenswert ist hingegen die Frequentierung des Strukturtyps Nr. 2 durch subadulte Birkhühner. Bei den vorangegangenen Betrachtungen wurde dieser sich durch Kronenschluss auszeichnende Bereich immer deutlich, in diesem Fall aber nur schwach negativ selektiert. Der sich im Abtorfungsbereich befindende identische Strukturtyp Nr. 6 wird zwar gemieden, doch scheinen subadulte Birkhühner eher dichtere Bereiche als adulte Tiere aufzusuchen.

Scheinbar deutliche Unterschiede deuten sich in der Nutzung freier Abtorfungsbereiche (Nr. 8) an, die von adulten Tieren in keinem Fall aufgesucht, von den subadulten Tieren aber ihrem Angebot entsprechend genutzt wurden. Hierbei handelt es sich aber, wie schon erwähnt, in der Hauptsache um eine saisonal begrenzte Nutzung durch einige Hennen im Frühjahr 1989.

## **3.8.6 Geschlechtsspezifische Habitatnutzung**

### **3.8.6.1 Adulte Hähne**

Das in den Wintermonaten aufgesuchte Strukturspektrum beschränkte sich in der Hauptsache auf die Strukturtypen Nr. 1, Nr. 2, Nr. 3. Davon wurden die Bereiche Nr. 1 und Nr. 3 positiv, der Strukturtyp Nr. 2 seinem Angebot entsprechend genutzt (s. Tab. 19).

In der Balzphase wurden die Aktivitäten auf vier weitere Bereiche ausgedehnt (Nr. 4, Nr. 5, Nr. 7, Nr. 9). Die stärker strukturierten Strukturtypen wurden nur noch mit in die Nutzung einbezogen (Nr. 1) oder gar gemieden (Nr. 2). Neben dem Strukturtyp Nr. 7 blieb der Typ Nr. 3 weiterhin positiv frequentiert.

Torfstiche (Nr. 9) wurden negativ selektiert. Dies gilt auch für offene Hochmoorbereiche (Nr. 4, Nr. 8), die in ersterem Fall nur in dieser Periode aufgesucht, im zweiten Fall überhaupt nicht genutzt wurden. Während der Mauser war in den Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 9 eine positive, in den Strukturklassen Nr. 1/5 und Nr. 3/7 eine dem Angebot entsprechende Nutzung zu erkennen.

Vergleichbar ist die Habitatnutzung im Herbst, in der die Nutzung des Strukturtyps Nr. 2 zu Gunsten des Strukturtyps Nr. 3 reduziert wurde. Auf den Abtorfungsflächen wurde der Typ Nr. 5 positiv selektiert, allerdings ging, gegenüber der Mauser, die Nutzungsintensität in den Strukturen Nr. 7 und Nr. 9 zurück. Die restlichen Strukturbereiche wurden wie in der Mauser aufgesucht. Nicht frequentiert wurden die Bereiche Nr. 8 und Nr. 10. Das gilt auch für den Strukturtyp Nr. 6, der nur während der Mauser aufgesucht wurde.

Zusammenfassend betrachteten tendierten adulte Hähne im Winter und während der Mauser dazu, stärker strukturierte Bereiche aufzusuchen.

### **3.8.6.2     *Adulte Hennen***

Auch adulte Hennen nutzten im Winter nur ein geringes Strukturspektrum (s. Tab. 19). In zwei Strukturtypen war eine deutliche Bevorzugung (Nr. 1, Nr. 3), in einem eine negative Selektion zu erkennen (Nr. 2).

Ab der Vorlegephase wurden die Abtorfungsbereiche mit in die Nutzung einbezogen, obwohl noch ein deutliches Übergewicht in der Nutzung ursprünglicher Hochmoorbereiche festzustellen war. Es ergaben sich signifikante Bevorzugungen für die Strukturklasse Nr. 3/7. Seinem Angebot entsprechend wurde der Strukturtyp Nr. 1 genutzt, der entsprechende Strukturtyp im Abtorfungsbereich (Nr. 5) jedoch gemieden. Trotz der negativen Selektion wurden freie Hochmoorbereiche (Nr. 4) aufgesucht, da sich in diesen Bereichen die Balzplätze befanden. Dichtere Strukturen (Nr. 2, Nr. 6) wurden gemieden bzw. nicht frequentiert, so dass in dieser Phase eine deutliche Steigerung der Nutzung in offenen Strukturen zu verzeichnen war.

Während der Legephase bevorzugten die Hennen nun den Strukturtyp Nr. 5, mieden jedoch dessen Pendant (Nr. 1) im ursprünglichen Moorkörper. Der Strukturtyp Nr. 3 wurde weiterhin positiv selektiert. Eine den jeweiligen Flächen angepasste Nutzung war in den Strukturtypen Nr. 7 und Nr. 9 zu erkennen. Dichte Bereiche (Nr. 2) wurden wiederum gemieden. Auch in dieser Phase wurden freie Hochmoorbereiche (Nr. 4) mit in die Nutzung einbezogen, die danach - bis zur nächsten Fortpflanzungsperiode - nicht mehr aufgesucht wurden.

Während der Mauser wurde auf ursprünglichen Hochmoorflächen der Strukturtyp Nr. 2 wieder öfter aufgesucht, der Strukturtyp Nr. 1 weniger. Für ersteren errechnete sich eine dem Angebot entsprechende Nutzung, für den zweiten eine negative Selektion. Der Strukturtyp Nr. 3 wurde weiterhin positiv genutzt. Gleichzeitig wurden in den Abtorfungsflächen nun freiere Bereiche aufgesucht, wie die positive Selektion bzw. dem Angebot entsprechende Nutzung der Strukturen Nr. 7 und Nr. 9 sowie die gleichbleibende Frequentierung des Typs Nr. 5 deutlich macht. Nur während der Mauser nutzte eine Henne das Übergangsmoor (Nr. 10). Andere Hennen suchten diesen Bereich nicht auf.

Im Herbst veränderte sich die Nutzung in den Abtorfungsbereichen gegenüber der Mauser nicht. In ursprünglichen Hochmoorbereichen kehrten sich die Verhältnisse zwischen den Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 2 jedoch um. In verbuschten Hochmoorbereichen (Nr. 3) blieb die Intensität gleich. Keine Frequentierung konnte in offenen Typen (Nr. 8) und in dicht bewachsenen Abtorfungsflächen (Nr. 6) registriert werden.

Auch adulte Hennen zeigten in den Wintermonaten und während der Mauser eine Tendenz zur höheren Nutzung stärker strukturierter Bereiche.

### **3.8.6.3     *Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter Birkhühner***

Im Winter beschränkten beide Geschlechter ihre Aktivitäten ausschließlich auf ursprüngliche Hochmoorbereiche. Hennen mieden jedoch den Strukturtyp Nr. 2, der von den Hähnen seinem Angebot entsprechend genutzt wurde. Hähne nutzten somit häufiger stärker strukturierte Bereiche.

Nach Aufgabe des Wintereinstandes erfolgte eine breitere Nutzung des Strukturangebotes, so dass Abtorfungsbereiche zunehmend an Einfluss gewannen. Während der Balz und der Legephase war die

Habitatnutzung in ursprünglichen Moorbereichen fast identisch. Auf den Abtorfungsflächen waren Nutzungsunterschiede der Bereiche Nr. 5 und Nr. 7 zu erkennen.

Torfstiche wurden von adulten Hähnen negativ selektiert, von adulten Hennen weder bevorzugt noch gemieden.

Vor allem Hähne suchten in der Mauser wieder verstärkt Bereiche auf, die stärker strukturiert waren. Unterschiede gegenüber den Hennen fanden sich in der Nutzung des Strukturtyps Nr. 2, der von Hähnen bevorzugt, von den Hennen seinem Angebot entsprechend genutzt wurde. Auch wurde der Strukturtyp Nr. 1 von den Hähnen seinem Angebot entsprechend genutzt, von den Hennen jedoch gemieden. Hennen waren nun häufiger in freien Bereichen (Nr. 3, Nr. 7) zu finden.

Im Herbst zeigten sich Unterschiede in der Nutzung der Strukturtypen Nr. 2, Nr. 5 und Nr. 7. Während die Hähne bevorzugt in dem Strukturtyp Nr. 5 zu finden waren, nutzten die Hennen freie Abtorfungsflächen (Nr. 7).

Auffallend war, dass der Bereich Nr. 3, abgesehen von einer Ausnahme, ganzjährig positiv selektiert und der Strukturtyp Nr. 5 nur im Winter gemieden wurde.

In den Strukturtypen Nr. 7 und Nr. 9 konnte bis auf eine Ausnahme ebenfalls keine Meidung beobachtet werden. Bemerkenswert war weiterhin, dass die Struktur Nr. 2 von den Hähnen zeitweise recht häufig frequentiert von den Hennen mit Ausnahme der Mauser gemieden wurde.

Eine Übereinstimmung wurde in der Meidung der Strukturtypen Nr. 10, Nr. 6; und Nr. 8 erreicht, in denen kaum Lokalisation adulter Birkhühner registriert werden konnten.

Deutliche Gegensätze, wie eine gleichzeitige konträre Bevorzugung oder Meidung eines Strukturtyps durch beide Gruppen konnte nur in einem Fall (Herbst: Nr. 7) festgestellt werden, so dass die Habitatnutzung beider Geschlechter nicht deutlich voneinander abwich.

#### **3.8.6.4 Subadulte Hähne**

Subadulte Hähne nutzten im Winter ein breites Strukturspektrum (s. Tab. 20). In ursprünglichen Hochmoorbereichen wurden die Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 3 positiv selektiert, der Strukturtyp Nr. 2 seinem Angebot entsprechend genutzt. In Abtorfungsflächen wurden stärker strukturierte Bereiche (Nr. 5) gegenüber freien Bereichen bevorzugt. Nicht aufgesucht wurden offene Bereiche (Nr. 4, Nr. 8) und Übergangsmoore (Nr. 10).

Während der Orientierungsphase wurden die Strukturtypen Nr. 3 und Nr. 5 positiv selektiert, die übrigen ihrem Angebot entsprechend genutzt. Auch subadulte Hähne hielten sich nun in offenen Hochmoorflächen (Nr. 4) auf, die dennoch negativ selektiert wurden. Offene Abtorfungsbereiche (Nr. 8) wurden ebenso wie stärker bewachsene Flächen (Nr. 6) nicht aufgesucht.

Im Laufe der Balzphase waren keine wesentlichen Änderungen zu erkennen. Die Nutzung des stärker strukturierten Typs Nr. 2 wurde reduziert, der Typ Nr. 3 weiterhin positiv selektiert. Mit Ausnahme offener Flächen (Nr. 4) wurden die übrigen ihrem Angebot nach aufgesucht.

In der Mauser erlangten dichter bewachsene Flächen wieder größere Bedeutung. Der Strukturtyp Nr. 2 wurde nun bevorzugt aufgesucht und die Nutzung offener Flächen aufgeben. Für den Herbst liegen von diesen Tieren keine Daten vor.

### **3.8.6.5 Subadulte Hennen**

Im Winter bevorzugten subadulte Hennen in ursprünglichen Hochmoorbereichen die Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 3. Dichter bestandene Bereiche (Nr. 2) wurden von ihnen gemieden. Das Übergangsmoor (Nr. 10) wurde in wenigen Fällen frequentiert (s. Tab. 20). In Abtorfungsbereichen wurde der Strukturtyp Nr. 7 positiv selektiert. Dem Angebot entsprechend wurden die Strukturtypen Nr. 5 und Nr. 9 genutzt. Keine Nutzung erfolgte in den Bereichen Nr. 4 und Nr. 8 sowie in Nr. 6.

In der Orientierungsphase wurden alle Strukturtypen frequentiert. Dabei war allerdings nur in den Strukturtypen Nr. 3 und Nr. 8 eine positive Selektion erkennbar. Ihrem Angebot entsprechend wurden die Bereiche Nr. 7 und Nr. 9 aufgesucht.

Gemieden wurden die Strukturtypen Nr. 1, Nr. 2, Nr. 10 sowie Nr. 5 und Nr. 6. Ebenso ergab sich in offenen Moorbereichen (Nr. 4) eine negative Selektion. Offene Abtorfungsflächen (Nr. 8) wurden aber, wie bereits erwähnt, bevorzugt.

In der Legephase war keine Nutzung des Strukturtyps Nr. 1 festzustellen, Nr. 2 hingegen wurde seinem Angebot entsprechend genutzt. Freie ursprüngliche Hochmoorbereiche (Nr. 3) wurden weiterhin positiv frequentiert. Im Übergangsmoor (Nr. 10) war eine der Fläche angepasste Nutzung zu verzeichnen.

Auf Abtorfungsflächen wurden Torfstiche (Nr. 9) bevorzugt. Freie Flächen (Nr. 5, Nr. 7) wurden, wie auch die Bereiche Nr. 6 und Nr. 8, überhaupt nicht frequentiert.

In der Mauser mieden subadulte Hennen den Strukturtyp Nr. 2. Dafür wurde die Strukturklasse Nr. 1/5 und der Strukturtyp Nr. 7 wieder in die Nutzung einbezogen. Fortlaufend positiv war die Frequentierung freier Hochmoorbereiche (Nr. 3). Keine Änderungen waren in der Nutzung der restlichen Bereiche ersichtlich.

Im Herbst bevorzugten die Hennen stark (Nr. 2) strukturierte Hochmoor- und schwach (Nr. 7) strukturierte Abtorfungsbereiche. Die Frequentation des Strukturtyps Nr. 3 wurde reduziert, der bis dahin stets positiv selektiert wurde. Die Strukturklasse Nr. 1/5 wurde wie in der Vorlegephase ihrem Angebot nach genutzt. Eine dem Angebot entsprechende Nutzung konnte allerdings auch in offenen Abtorfungsbereichen (Nr. 8) dokumentiert werden, die bis auf die Orientierungsphase nicht genutzt wurden.

### **3.8.6.6 Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl subadulter Birkhühner**

Im Winter ergaben sich Nutzungsunterschiede auf den Flächen Nr. 2, Nr. 5 sowie Nr. 7. Erstere wurden von den Hähnen, letztere von den Hennen häufiger frequentiert. Wie adulte Hähne suchten auch subadulte Hähne im Winter offenbar stärker strukturierte Bereiche auf.

In der Orientierungsphase wurde die Strukturklasse Nr. 1/5 von den Hennen gemieden, von den Hähnen dem Angebot nach genutzt bzw. bevorzugt. Wiederum konnten Hähne häufiger in stärker strukturierten Moorflächen (Nr. 2) lokalisiert werden, die von den Hennen gemieden wurden. Hennen befanden sich dagegen bevorzugt in offenen Abtorfungsflächen (Nr. 8), die von den Hähnen nicht frequentiert wurden.

Auch in der eigentlichen Balz- und Legephase suchten die Hennen die Strukturklasse Nr. 1/5 nicht mehr auf, wohingegen bei Hähnen eine gleichbleibende Nutzung festzustellen war. Hennen konnten dagegen öfter im Strukturtyp Nr. 2 lokalisiert werden.

Außer Torfstichen (Nr. 9) nutzten Hennen keine weiteren Flächen im Abtorfungsbereich. Hähne konnten dafür auch in den Strukturtypen Nr. 5 und Nr. 7 lokalisiert werden. Da noch in Übergangsmooren (Nr. 10) Hennen anzutreffen waren, nutzten sie lediglich vier Strukturtypen, Hähne hingegen sieben. Vor allem die höhere Nutzung stärker strukturierter Bereiche (Nr. 2) könnte darauf hindeuten, dass Hennen in der Legephase dichtere Bereiche bevorzugen.

Während der Mauser konnten auf den Abtorfungsflächen keine großen Unterschiede gefunden werden. In ursprünglichen Hochmoorbereichen waren Unterschiede am deutlichsten in der Nutzung des Strukturtyps Nr. 2 sichtbar, der von Hähnen bevorzugt, von Hennen aber gemieden wurde.

Für den Herbst war kein Vergleich möglich, da keine Daten von Hähnen vorliegen.

Die größte Übereinstimmung beider Geschlechter lag, wie auch bei adulten, in der gemeinsamen Meidung der Strukturtypen Nr. 6 und Nr. 8. Tendenziell betrachtet, bestehen mit Ausnahme der Balz- und Legephase keine gravierenden Unterschiede in der Habitatnutzung beider Gruppen, auch wenn Hähne im Jahresverlauf eine höhere Affinität zu stärker strukturierten Habitaten besaßen.

### **3.8.6.7 Geschlechtsspezifische Unterschiede der Habitatwahl adulter und subadulter Birkhühner**

#### a) Hähne

Im Winter war die Nutzung ursprünglicher Hochmoorbereiche durch beide Gruppen gleich. Abtorfungsbereiche wurden nur von subadulten Hähnen aufgesucht. Allerdings handelte es sich hierbei nur um wenige Lokalisationen einzelner Hähne.

Auch während der Balz war die Habitatnutzung, von geringfügigen Unterschieden im Abtorfungsbereich abgesehen, fast identisch. Dort nutzten subadulte Hähnen alle genutzten Strukturen ihrem Angebot entsprechend auf. Adulte Hähne zeigten hingegen eine deutliche Bevorzugung der Struktur Nr. 7 und eine negative Selektion des Strukturtyps Nr. 9.

Mit Ausnahme einer Bevorzugung von Torfstichen (Nr. 10) durch adulte Hähne traten auch während der Mauser zwischen beiden Gruppen keine Unterschiede auf.

Im Jahresverlauf nutzten adulte und subadulte Hähne die gleichen Strukturtypen. Allerdings selektierten adulte Hähne schärfer, so dass einzelne Bereiche bevorzugt oder gemieden wurden. Subadulte Hähne nutzten in höherem Maße die einzelnen Strukturtypen ihrem Angebot entsprechend.

#### b) Hennen

Ursprüngliche Hochmoorbereiche wurden von adulten und subadulten Hennen im Winter vergleichbar genutzt. Subadulte Hennen suchten allerdings Abtorfungsflächen auf, die von adulten Hennen im Winter gemieden wurden.



Während der Legephase nutzten adulte Hennen nur den Strukturtyp Nr. 3 in erhöhtem Maße. Die übrigen ursprünglichen Hochmoorbereiche wurden negativ selektiert. Subadulte Tiere bevorzugten ebenfalls den Strukturtyp Nr. 3 und nutzen zwei Typen ihrem Angebot entsprechend. Damit nutzten subadulte Hennen ein breiteres Strukturspektrum in ursprünglichen Hochmoorbereichen. Adulte Hennen suchten hingegen häufiger Abtorfungsflächen auf, die von subadulten Tieren fast nicht aufgesucht wurden.

In der Mauser nutzten beide Gruppen vier Strukturtypen ursprünglicher Hochmoorflächen. Beide präferierten den Strukturtyp Nr. 3. Auch die Auswahl einzelner Strukturbereiche beider Gruppen wich nicht voneinander ab. Die Präferenzen für einzelne Strukturtypen stimmten jedoch nicht überein.

Im Herbst suchten subadulte Birkhennen dichtere Bereiche in ursprünglichen Hochmoorbereichen auf. Auf Abtorfungsflächen wies die Habitatnutzung beider Gruppen, von Ausnahmen abgesehen, keine Unterschiede auf.

Die Habitatnutzung beider Hennengruppen zeigte größere Differenzen, als dies bei Hähnen zu beobachten war. Subadulte Hennen nutzten in ursprünglichen Hochmoorbereichen öfter stärker strukturierte Flächen als adulte. Zudem wies die Nutzung einzelner Abtorfungsbereiche nicht die Konstanz auf, wie sie bei adulten Hennen zu beobachten war.

### **3.8.7 Habitatnutzung einer gesperreführenden Henne**

Die während der Führungsphase telemetrierte Henne nutzte in den ersten sieben Wochen nach dem Schlupf der Küken ausschließlich ursprüngliche Hochmoorbereiche. Alle aufgesuchten Strukturtypen (Nr. 1, Nr. 2, Nr. 3) wurden ihrem Angebot entsprechend genutzt

### **3.8.8 Habitatnutzung nach den Auslassungen**

Vier in der Orientierungsphase ausgelassene subadulte Hennen (s. Tab. 23; Anhang 38) nutzen in ursprünglichen Hochmoorbereichen drei Strukturtypen ihrem Angebot entsprechend (Nr. 1, Nr. 2, Nr. 3). Offene Bereiche (Nr. 4) wurden wie auch Übergangsmoorbereiche (Nr. 10) negativ selektiert.

In Abtorfungsflächen wurden bis auf die Strukturtypen Nr. 6 und Nr. 8 ebenfalls alle Bereiche ihrem Angebot entsprechend genutzt.

Gleichaltrige bereits im Wurzacher Ried lebende Hennen selektierten die Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 3 negativ bzw. positiv und hielten sich auch in offenen Hochmoorbereichen auf. Damit nutzten neu ausgelassene Tiere stärker strukturierte Bereiche in höherem Maße als bereits im Ried lebende Hennen.

Drei während der Legephase ausgelassene subadulte Hennen suchten bevorzugt die Strukturtypen Nr. 1 und Nr. 3 auf. Sie mieden den Strukturbereich Nr. 2. In den Strukturtypen Nr. 4 und Nr. 10 waren keine Lokalisationen festzustellen (s. Tab. 23; Anhang 38).

In den Abtorfungsflächen war eine dem Angebot entsprechende Nutzung der Strukturtypen Nr. 5 und Nr. 7 sowie eine Meidung stark (Nr. 6) und schwach (Nr. 8) strukturierter Flächen zu beobachten. Nur Torfstiche (Nr. 9) wurden positiv selektiert.

Auch gleichaltrige bereits im Moor lebende Hennen bevorzugten den Strukturtyp Nr. 3 und mieden den Strukturtyp Nr. 4. Sie nutzten aber den Strukturtyp Nr. 2 seinem Angebot entsprechend. In Abtorfungs-

Tabelle 23: Nutzung der Strukturtypen durch ausgewilderte Hennen im Laufe der Fortpflanzungsphase und der Mauser<sup>7</sup>

Strukturtypen	relativer Flächenanteil	rel. Anzahl v. Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = z_{\alpha/2}$
			$\alpha = 0,05$	
<b>Orientierungsphase Hennen</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 76				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,197	$0,079 \leq p \leq 0,315$	$0,108 \leq p \leq 0,286$
Nr. 2	0,376	0,382	$0,238 \leq p \leq 0,526$	$0,273 \leq p \leq 0,491$
Nr. 3	0,317	0,408	$0,263 \leq p \leq 0,553$	$0,298 \leq p \leq 0,518$
Nr. 4	0,139	0,013	$-0,021 \leq p \leq 0,047$	
Nr. 10	0,029	0,000	-----	
<b>Abtorbungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 25				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,280	$0,048 \leq p \leq 0,512$	
Nr. 6	0,133	0,000	-----	
Nr. 7	0,566	0,600	$0,347 \leq p \leq 0,853$	$0,408 \leq p \leq 0,792$
Nr. 8	0,072	0,000	-----	
Nr. 9	0,096	0,120	$-0,048 \leq p \leq 0,288$	$-0,007 \leq p \leq 0,247$
<b>Legephase Hennen</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 40				
			$z = 2,58$	
Nr. 1	0,139	0,350	$0,155 \leq p \leq 0,544$	
Nr. 2	0,376	0,025	$-0,038 \leq p \leq 0,088$	
Nr. 3	0,317	0,625	$0,427 \leq p \leq 0,822$	
Nr. 4	0,139	0,000	-----	
Nr. 10	0,029	0,000	-----	
<b>Abtorbungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 23				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,130	$-0,050 \leq p \leq 0,310$	$-0,007 \leq p \leq 0,267$
Nr. 6	0,133	0,000	-----	
Nr. 7	0,566	0,522	$0,253 \leq p \leq 0,790$	$0,363 \leq p \leq 0,768$
Nr. 8	0,072	0,000	-----	
Nr. 9	0,096	0,348	$0,091 \leq p \leq 0,604$	$0,153 \leq p \leq 0,543$
<b>Mauser Hennen</b>				
<b>ursprüngliches Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 154				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,058	$0,009 \leq p \leq 0,106$	
Nr. 2	0,376	0,156	$0,080 \leq p \leq 0,231$	
Nr. 3	0,317	0,565	$0,461 \leq p \leq 0,668$	
Nr. 4	0,139	0,000	-----	
Nr. 10	0,029	0,221	$0,134 \leq p \leq 0,307$	
<b>Abtorbungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 102				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,078	$0,009 \leq p \leq 0,146$	$0,025 \leq p \leq 0,130$
Nr. 6	0,133	0,000	-----	
Nr. 7	0,566	0,784	$0,678 \leq p \leq 0,889$	$0,704 \leq p \leq 0,863$
Nr. 8	0,072	0,000	-----	
Nr. 9	0,096	0,137	$0,049 \leq p \leq 0,225$	$0,070 \leq p \leq 0,204$

<sup>7</sup>  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich; ; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen; Liegt  $P_{ex}$  unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit  $z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

bereichen waren sie ausschließlich in Torfstichen zu finden. Das heißt, neu ausgewilderte Tiere nutzten in diesem Zeitraum ein größeres Strukturspektrum und suchten vor allem in ursprünglichen Hochmoorbereichen stärker strukturierte Flächen auf.

Dies wird durch die Tatsache bestätigt, dass auch adulte Hennen den dichten Strukturbereich Nr. 1 während dieser Phase mieden und offene Hochmoorbereiche aufsuchten. Die Nutzung der dichten Struktur Nr. 5 konnte auf die Legetätigkeit zweier Hennen zurückgeführt werden und ist nicht repräsentativ.

Nach dem Verlust ihrer Gelege oder Gesperre in den Volieren nutzten die daraufhin ausgewilderten Hennen die Strukturtypen Nr. 3 und Nr. 10 in höherem Maße, als es deren Flächengrößen erwarten ließ. Die übrigen ursprünglichen Hochmoorflächen wurden mit derselben Deutlichkeit gemieden (s. Tab. 23; Anhang 38).

In Abtorfungsflächen war eine signifikante Bevorzugung des Strukturtyps Nr. 7 festzustellen. Torfstiche nutzten sie ihrem Angebot entsprechend. Die Bereiche Nr. 5, Nr. 6 und Nr. 8 wurden gemieden.

Ihre gleichaltrigen, im Moor lebenden Artgenossen bevorzugten ebenfalls den Strukturtyp Nr. 3, konnten aber häufiger in dem Strukturtyp Nr. 1 angetroffen werden, als in dieser Phase ausgelassene Hennen. Dafür hielten sich erstere in geringerem Maße im Übergangsmoor (Nr. 10) auf. In den Abtorfungsflächen war die Nutzung freier Bereiche (Nr. 7) und Torfstichen (Nr. 9) konträr. Die Strukturklassen Nr. 2/6 und Nr. 4/8 wurden von beiden Gruppen nicht genutzt, so dass sich insgesamt nur geringe Differenzen andeuten.

Etablierte Hennen nutzten in dieser Periode häufiger die Strukturen Nr. 2 und Nr. 5, im Übergangsmoor (Nr. 10) waren sie nicht zu finden. Gemieden wurden von beiden Altersgruppen dieselben Bereiche. Auch in diesem Fall waren keine gravierenden Unterschiede erkennbar.

Im Herbst ausgelassene Hähne konnten in ursprünglichen Hochmoorflächen bevorzugt in den Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 3 lokalisiert werden (s. Tab. 24; Anhang 39). Übergangsmoore (Nr. 10) wurden ihrem Flächenangebot nach genutzt. Gemieden wurden die Strukturtypen Nr. 1 und offene Hochmoorflächen (Nr. 4).

In Abtorfungsbereichen wurden die Strukturen Nr. 5 und Nr. 8 positiv selektiert. Gemieden wurden stark strukturierte (Nr. 6) aber auch freie (Nr. 7) Abtorfungsflächen. Torfstiche (Nr. 9) wurden ihrem Angebot entsprechend genutzt.

Unterschiede gegenüber adulten Hähnen waren in ursprünglichen Moorbereichen nicht zu erkennen, auch wenn neu ausgewilderte Hähne stärker strukturierte Bereiche (Nr. 2) bevorzugten, die von adulten Hähnen ihrem Angebot entsprechend genutzt wurden. Auch die höhere Nutzung von Übergangsmoorbereichen durch ausgelassene Tiere zeigte keine gravierenden Unterschiede, da sie zur selben Strukturklasse wie die Strukturtyp Nr. 3 gehören. Auf Abtorfungsflächen waren signifikante Unterschiede nur in der Nutzung des Strukturtyps Nr. 8 vorhanden, der von adulten Hähnen nicht aufgesucht wurde.

In ursprünglichen Moorbereichen bevorzugten im Herbst ausgelassene Hennen stärker strukturierte Flächen (Nr. 2), aber auch freie Moor- (Nr. 3) sowie Übergangsmoorbereiche (Nr. 10). Gehölzstrukturierte (Nr. 1) und offene Typen (Nr. 4) wurden gemieden. Eine dem Angebot angepasste Nutzung konnte in keinem Strukturtyp festgestellt werden (s. Tab. 24; Anhang 39). In Abtorfungsflächen wurden hingegen

die Bereiche Nr. 5, Nr. 7 und Nr. 9 ihrem Angebot nach genutzt. Eine signifikante Meidung konnte in dem Strukturtyp Nr. 6 beobachtet werden, offene Abtorfungsflächen (Nr. 8) wurden hingegen signifikant bevorzugt.

Unterschiede gegenüber subadulten Artgenossen konnten in deutlicher Ausprägung nur in Übergangsmoorbereichen (Nr. 10) registriert werden.

Adulte Hennen mieden im Gegensatz zu neu ausgewilderten Tieren die Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 10. In Abtorfungsflächen waren bis auf Unterschiede in der Nutzung offener Habitats (Nr. 8) keine deutlichen Differenzen sichtbar.

Das Habitatnutzungsverhalten beider im Herbst ausgelassener Geschlechter wich sowohl in ursprünglichen, als auch in abgetorften Moorflächen von dem anderer Gruppen ab. Die im Herbst ausgelassenen Tiere bevorzugten offene Abtorfungsbereiche (Nr. 8), die von allen anderen Gruppen gemieden bzw. nicht frequentiert wurden.

Tabelle 24: Nutzung der Strukturtypen durch juvenile Hähne und Hennen nach den Herbstauslassungen<sup>8</sup>

Strukturtypen	relative Flächenanteil	rel. Anzahl v. Lokalisationen	Konfidenzintervalle	
	Wert $P_{ex}$	Wert $P_{ob}$	$Z = z_{\alpha/2k}$	$Z = z_{\alpha/2}$
			$\alpha = 0,05$	
<b>Herbst Hähne</b>				
<b>ursprgl. Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 1050				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,110	$0,085 \leq p \leq 0,135$	
Nr. 2	0,376	0,485	$0,445 \leq p \leq 0,525$	
Nr. 3	0,317	0,382	$0,343 \leq p \leq 0,421$	
Nr. 4	0,139	0,000	-----	
Nr. 10	0,029	0,023	$0,011 \leq p \leq 0,035$	$0,014 \leq p \leq 0,032$
<b>Abtorfungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 295				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,319	$0,249 \leq p \leq 0,389$	
Nr. 6	0,133	0,017	$-0,002 \leq p \leq 0,036$	
Nr. 7	0,566	0,407	$0,333 \leq p \leq 0,481$	
Nr. 8	0,072	0,159	$0,104 \leq p \leq 0,214$	
Nr. 9	0,096	0,098	$0,053 \leq p \leq 0,143$	$0,064 \leq p \leq 0,132$
<b>Herbst Hennen</b>				
<b>ursprgl. Hochmoor:</b> Gesamtfläche 505 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 704				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 1	0,139	0,111	$0,080 \leq p \leq 0,142$	$0,088 \leq p \leq 0,134$
Nr. 2	0,376	0,439	$0,391 \leq p \leq 0,487$	
Nr. 3	0,317	0,401	$0,353 \leq p \leq 0,449$	
Nr. 4	0,139	0,000	-----	
Nr. 10	0,029	0,047	$0,026 \leq p \leq 0,068$	$0,031 \leq p \leq 0,063$
<b>Abtorfungsbereich:</b> Gesamtfläche 415 ha; Anzahl Lokalisationen: n = 499				
			$z = 2,58$	$z = 1,96$
Nr. 5	0,133	0,111	$0,073 \leq p \leq 0,149$	$0,082 \leq p \leq 0,140$
Nr. 6	0,133	0,067	$0,037 \leq p \leq 0,097$	
Nr. 7	0,566	0,570	$0,510 \leq p \leq 0,630$	$0,524 \leq p \leq 0,616$
Nr. 8	0,072	0,147	$0,104 \leq p \leq 0,190$	
Nr. 9	0,096	0,105	$0,068 \leq p \leq 0,142$	$0,077 \leq p \leq 0,133$

<sup>8</sup>  $P_{ex}$  = erwarteter Wert = entsprechende Nutzung;  $P_{ob}$  = beobachteter Wert = reale Nutzung;  $Z_{\alpha/2k}$  = z - Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05;  $\alpha$  = Konfidenzbereich; k = Anzahl der Strukturklassen/Strukturtypen; n LK = Anzahl der Lokalisationen

Liegt  $P_{ex}$  unterhalb des Konfidenzintervalls, kann von einer signifikant positiven, liegt er oberhalb von einer signifikant negativen Nutzung ausgegangen werden. Liegt  $P_{ex}$  innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot. In diesem Fall kann das Intervall durch Berechnung mit  $z = Z_{\alpha/2}$  weiter eingengt werden, so dass eine Selektion nicht so stark ausgeprägt sein muss, um als signifikant gelten zu können.

Die Nutzung dieses Strukturtyps variierte in Abhängigkeit der einzelnen Auslassjahre. Bei einem z - Wert von 1,96 nutzten die ausgelassenen Tiere im Herbst der Jahre 1989, 1991 und 1992 diesen Typ seinem Angebot entsprechend (Pob: 0,051, 0,081, 0,070) (s. Anhang 40). 1990 hielt sich kein Tier in diesem Bereich auf. Nur im Herbst 1988 wurde er deutlich bevorzugt (Pob: 0,291). Dies konnte allerdings auf die Habitatwahl eines Hahnes zurückgeführt werden, der sich über mehrere Wochen am Rande einer offenen Abtorfungsfläche aufhielt. Dennoch nutzten alle Tiere dieses Auslassjahres offene Bereiche in höherem Maße, als die Jahre danach.

### 3.8.9 Zusammenfassung

Die zentral liegenden Hochmoorbereiche waren die Hauptlebensräume der ausgelassenen Birkhühner im Wurzacher Ried. In ursprünglichen bzw. leicht vorentwässerten Hochmoorstadien waren sie permanent zu finden. Abtorfungsflächen wurden hingegen saisonal genutzt und vor allem im Sommerhalbjahr höher frequentiert. Wälder, Niedermoore und Intensivgrünland wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes gemieden.

Innerhalb der Moorbereiche wurden Strukturtypen, deren Abschirmung durch Bergkiefern maximal 2,5% und die Deckung in der Strauchschicht (*Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *V. vitis - idaea*, *V. oxycoccos*, *Calluna vulgaris*) maximal 35% betrug, positiv selektiert (Nr. 3, Nr. 9) oder ihrem Angebot entsprechend genutzt (Nr. 7).

Strukturtypen mit einer Dominanz baumförmig wachsender Arten (< 35%) und einer ausgeprägten Strauchschicht (> 35%) wurden ebenfalls positiv selektiert (Nr. 5) oder ihrem Angebot entsprechend genutzt (Nr. 1).

Stark strukturierte ursprüngliche Hochmoorflächen (Bergkiefern > 35%) wurden saisonal genutzt, hauptsächlich im Winter und zur Mauser. Im Jahresverlauf wurden die entsprechenden Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 6 jedoch negativ selektiert. Offene, schwach strukturierte ursprüngliche Hochmoorflächen (Nr. 4) wurden gemieden. Die offenen schwach strukturierten Abtorfungsflächen jedoch bevorzugt aufgesucht. Allerdings ist dies Resultat einer saisonalen Nutzung eines Jahres als 5 Hennen den Strukturtyp Nr. 8 gemeinsam und des öfteren aufsuchten. Übergangsmoore (Nr. 10) wurden negativ selektiert.

Im etwas kleineren Ostteil nutzten die Birkhühner in höherem Maße Strukturtypen, die sie im Westteil mieden. Ein Grund hierfür könnte sein, dass im Westteil ein flächenmäßig höheres Angebot häufig genutzter Strukturtypen zur Verfügung steht.

In den Wintermonaten bevorzugten alle Birkhühner stark strukturierte ursprüngliche Hochmoorbereiche (Nr. 1). Adulte und subadulte Hähne nutzten diesen Bereich im Jahresverlauf seinem Angebot entsprechend. Hennen mieden diesen Bereich in den Frühjahrs- und Sommermonaten. Die vergleichbare Struktur im Abtorfungsbereich wurde das ganze Jahr nur gering genutzt. Im Strukturtyp Nr. 2 waren ganzjährig Birkhühner anzutreffen, wobei sich Nutzungsschwerpunkte während der Mauser und im Herbst ergaben. Im vergleichbaren Typ des Abtorfungsbereiches (Nr. 6) hielten sich ganzjährig kaum Birkhühner auf.

Die meisten Lokalisationen lagen im Strukturtyp Nr. 3, der fast ohne Ausnahme das ganze Jahr über positiv selektiert wurde. Der vergleichbare Strukturtyp im Abtorfungsbereich wurde während der Balz, Mauser und im Herbst positiv genutzt. Offene Hochmoorbereiche (Nr. 4) erlangten nur während der Balz

eine gewisse Bedeutung. Der freie Abtorfungsbereich (Nr. 8) wurde selbst während dieser Periode nicht genutzt. Torfstiche (Nr. 9) wurden mit Ausnahme der Wintermonate ihrem Flächenangebot entsprechend genutzt, Übergangsmoore spielen ganzjährig nur eine untergeordnete Rolle.

Die Habitatwahl Adulter und Subadulter wies keine deutlichen Unterschiede auf. Bei subadulten Tieren war jedoch eine Tendenz zu stärker strukturierten Bereichen (Nr. 2) zu erkennen.

Adulte Hähne nutzten im Gegensatz zu adulten Hennen zumindest auf ursprünglichen Hochmoorflächen öfter stärker strukturierte Bereiche (Nr. 2). In 3 Strukturbereichen konnten bis auf Ausnahmefälle keine adulten Tiere lokalisiert werden (Nr. 6, Nr. 8, Nr. 10), so dass die Habitatnutzung beider Geschlechter nicht wesentlich differierte.

Subadulte Hähne und Hennen zeigten ebenfalls eine hohe Übereinstimmung, da eine konträre Nutzung (Bevorzugung  $\Leftrightarrow$  Meidung) nur während der Mauser in dem Strukturtyp Nr. 2 festgestellt wurde. Dennoch nutzten subadulte Hähne das Jahr über eine höhere Strukturvielfalt als gleichaltrige Hennen, so dass die Habitatnutzung dieser Altersgruppe nicht so homogen wie die adulter Tiere war.

Im Vergleich zu adulten Hähnen nutzten subadulte Hähne mehrere Strukturtypen ihrem Angebot entsprechend. Adulte Hähne selektierten schärfer, da einzelne Bereiche entweder gemieden oder positiv selektiert wurden. Da beide Gruppen im Jahresverlauf die selben Strukturtypen nutzten waren große Unterschiede nicht festzustellen.

Deutlichere Unterschiede traten zwischen adulten und subadulten Hennen auf, da letztere in ursprünglichen Hochmoorbereichen häufiger stärker strukturierte Flächen nutzten. Am deutlichsten differierten die Habitatpräferenzen während der Legephase, insbesondere in der Nutzung des Strukturtyps Nr. 5.

Die gesperreführende Henne nutzte bis zum Ausfall des Sender die Strukturtypen Nr. 1, Nr. 2, Nr. 3 entsprechend ihrem Angebot.

Während der Orientierungsphase ausgelassene subadulte Hennen nutzten stärker strukturierte Bereiche als ihre gleichaltrigen, bereits im Moor lebenden Artgenossen. Dasselbe gilt auch für während der Legephase ausgelassene Hennen, die öfter in stärker strukturierten Flächen zu finden waren als die gleichaltrigen etablierten Hennen.

Zur Mauser ausgelassene Hennen nutzten die gleichen Strukturtypen wie ihre gleichaltrigen im Ried etablierten Artgenossen. Allerdings traten innerhalb einer Strukturklasse (Nr. 3/7 bzw. Nr. 9/10) Unterschiede auf.

Im Herbst ausgelassene juvenile Hähne nutzten fast alle vorhandenen Strukturtypen. In noch ursprünglichen Hochmoorbereichen bevorzugten sie stärker strukturierte Flächen als adulte Hähne. Auf Abtorfungsflächen konnten sie hingegen in offenen Flächen (Nr. 8) lokalisiert werden, die von adulten Hähnen nicht aufgesucht wurden.

Auch im Herbst ausgelassene Hennen nutzten fast das gesamte Strukturspektrum. Vergleichbar den Hähnen nutzen auch sie in ursprünglichen Hochmoorbereichen stärker strukturierte Flächen, in Abtorfungsbereichen offenere Flächen.

### 3.9 Charakterisierung der Aufenthaltsorte

Insgesamt wurden 126 Ruhe-, 66 Schlaf-, 7 Balz-, 8 Brutplätze, 11 Huderpfannen und 4 Schneehöhlen kartiert (s. S. 17; Kap. 2.10).

In ursprünglichen Hochmoorflächen lagen 140 Plätze, im Abtorfungsbereich ( $n = 67$ ) und in Torfstichen ( $n = 12$ ) wurden insgesamt 79 Plätze gefunden. Jeweils einmal wurden Aufenthaltsorte im Übergangsmoor, im Grünland und im Wald registriert.

#### 3.9.1 Ruheplätze

An den Ruheplätzen wurden im Mittel  $7,3 \pm 2,8$  Losungswalzen gefunden. Damit hielten sich die Birkhühner ca. 70 Minuten an Ruheplätzen auf. Die kürzeste Aufenthaltsdauer betrug ca. 20 Minuten (2 Losungswalzen), die längste 140 Minuten (14 Losungswalzen).

##### 3.9.1.1 Lage

Die Entfernung der Ruheplätze zum Moorrand betrug durchschnittlich  $663 \pm 258$  m. Die geringste Entfernung wurde mit 50 m, die größte mit 1200 m gemessen. Die meisten Ruheplätze ( $n = 85$ ) lagen in der Strukturklasse Nr. 3/7 gefolgt von der Klasse Nr. 1/5 ( $n = 21$ ) und der Klasse Nr. 2/6 ( $n = 17$ ). Je ein Ruheplatz fand sich in den Strukturtypen Nr. 4 und Nr. 8. Ein Tier ruhte im Wald.

##### 3.9.1.2 Exposition

Die Ruheplätze lagen in der Regel unmittelbar in der Nähe eines Baumes ( $n = 114$ ). Lediglich 12 Ruheplätze waren frei exponiert. In 108 Fällen wurden Bergkiefern, in drei Fällen Fichte und in je einem Fall Waldkiefer, Birke und Rauschbeere ausgewählt. Die Entfernung zum Stamm betrug  $0,71 \pm 0,42$  m. Der Abstand vom Boden bis zu den untersten Ästen lag bei  $0,41 \pm 0,21$  m. Die Höhe der Bäume erreichte durchschnittlich  $2,84 \pm 1,79$  m. Waren die Tiere frei exponiert, so stand der nächste Baum  $6,2 \pm 7,9$  m vom Ruheplatz entfernt.

##### 3.9.1.3 Abschirmung

Die Abschirmung der Baumschicht an den Ruheplätzen war in den Strukturklassen Nr. 1/5 und Nr. 2/6 mit  $114,7 \pm 70,0 \text{ m}^2$  ( $28,6 \pm 17,5\%$ ) bzw.  $114,6 \pm 121,3 \text{ m}^2$  ( $28,7 \pm 30,3\%$ ) statistisch nicht zu unterscheiden (U-Test,  $p > 0,05$ ). Die Abschirmung in den Strukturklassen Nr. 3/7 bzw. Nr. 9/10 betrug  $64,7 \pm 44,72 \text{ m}^2$  ( $16,1 \pm 11,1\%$ ) und konnte gegenüber der Klasse Nr. 2/6 nicht, gegenüber der Klasse Nr. 1/5 hingegen signifikant unterschieden werden (U-Test,  $n_{1;2} = 21;43$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{\min}(U_1, U_2) = 244$ ).

##### 3.9.1.4 Horizontale Vegetationsdichte

Auf einem Radius von 2 m um den Standort war sowohl eine große Streuung (0% - 100%) als auch eine schiefe Verteilung der horizontalen Vegetationsdichte zu erkennen (s. Anhang 42). Allerdings lagen die Mediane in den Höhenschichten 0,50 m und 1,00 m nur zwischen 1 - 20%, so dass auf dem 2 m - Radius eine gute Nahsicht möglich war. Dies gilt auch für die Höhenschichten 1,50 m und 2,00 m (Median: 0%). Auf dem 5 m - Radius nahm die Dichte zu, so dass die Mediane der einzelnen Höhenstufen mit Ausnahme der 2 m - Stufe höher lagen. In 0,50 m Höhe betrug die Dichte im Mittel 41 - 60% und nahm dann kontinuierlich nach oben hin ab. Diese Tendenz setzte sich auf dem 10 m - Radius fort. Die Streu-

ung umfasste wieder alle Deckungsstufen, die Mediane lagen aber deutlich höher als auf dem 5 m - Radius (s. Anhang 42).

Die Ruheplätze lagen folglich in dichten Vegetationsbeständen, die auf den ersten zwei Metern eine annähernd freie, auf fünf Meter noch eine gute Nahsicht erlaubten. Erst auf zehn Meter war für gewöhnlich keine Sicht mehr gegeben. Dies schloss allerdings nur die ersten zwei Höhenstufen (0,50 m; 1,00 m) ein, da ab einer Höhe von 1,50 m auf allen Entfernungsstufen nur eine geringe Vegetationsdichte vorhanden war.

### 3.9.1.5 Horizontwinkel

Der Horizontwinkel (Winkelgrad der Horizontlinie) ist ein weiteres Maß für die Übersichtlichkeit des Standortes. Je kleiner der Winkel ist, desto früher können anfliegende Feinde auf große Entfernung erkannt werden. Bei ca. 35° ist keine Fernsicht mehr möglich. Die Spannweite der Horizontwinkel auf den Ruheplätzen betrug 34,5° (s. Anhang 43). Dabei war eine hohe Streuung und eine schiefe Verteilung der Winkel zu erkennen. Der Median lag bei 11,7°. In 48 Fällen (38%) war auf einem Kreisbogen von 180° keine Fernsicht möglich, da, die Horizontwinkel > 30° maßen. 52 Plätze (41%) waren auf einem Kreisbogen von 90 - 135° durch Bergkiefern gedeckt. In je 12 Fällen (10%) wurde ein Kreisbogen von 45° abgedeckt bzw. war eine 360° - Fernsicht gegeben. Insgesamt waren somit 114 Ruheplätze (90%) durch die Baumschicht gedeckt.

### 3.9.1.6 Vegetation auf dem Standortquadratmeter

Die Höhe der beschriebenen Vegetation lag zwischen wenigen Millimetern (*Vaccinium oxycoccos*) und 0,86 m (*Molinia caerulea*). Im Durchschnitt betrug die Höhe der Vegetation  $0,16 \pm 0,31$  m (s. Tab. 25).

Auf 78 Plätzen (62%) kam *Vaccinium oxycoccos* vor, gefolgt von *Sphagnum spec.* mit 59% (n = 74). Beide Pflanzen erreichten teilweise Deckungsgrade bis 100%. Auf knapp der Hälfte der Plätze fanden sich *Polytrichum strictum* (49%) und junge Triebe von *Calluna vulgaris* (44%). Der Deckungsgrad von *Polytrichum strictum* betrug bis 100%, der von *Calluna vulgaris* bis maximal 75%. Deutlich geringer waren die Anteile von *Eriophorum vaginatum* (32%), *Andromeda polifolia* (30%) und *Vaccinium vitis - idaea* (24%), die jedoch teilweise Deckungsgrade bis maximal 75% erreichen konnten. Alte Triebe von *Calluna vulgaris* (21%), *Vaccinium myrtillus* (10%), *Vaccinium uliginosum* (9%) und *Molinia caerulea* (10%) spielten nur eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 25 : Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht auf dem Standortquadratmeter von Ruhe-, Schlaf- und Brutplätzen sowie von Huderpfannen  
Unter der Zeile „Sonstiges“ sind apere Stellen, abgestorbene Moospolster oder aber mit Nadeln bedeckter Untergrund aufgeführt, die keine Höhenrelevanz besitzen.

Art	Ruheplätze (n = 126)				Schlafplätze (n = 66)				Brutplätze (n = 8)				Huderpfannen (n = 11)			
	n	Höhe (m)			n	Höhe (m)			n	Höhe (m)			n	Höhe (m)		
		min	max	Ø		min	max	Ø		min	max	Ø		min	max	Ø
Calluna vulg. (ad.)	26	0,19	0,36	0,26	20	0,18	0,37	0,25	2	0,21	0,31	0,26	2	0,23	0,26	0,24
Calluna vulg. (juv.)	55	0,05	0,22	0,11	50	0,02	0,18	0,10	3	0,07	0,16	0,11	11	0,05	0,19	0,10
Vacc. myrt.	13	0,07	0,22	0,12	2	0,08	0,09	0,08	1	0,04	0,04	0,04	0			
Vacc. ulig.	11	0,18	0,73	0,37	5	0,04	0,29	0,15	4	0,31	0,70	0,48	3	0,15	0,26	0,19
Vacc. vidis-idaea	30	0,05	0,19	0,09	13	0,04	0,14	0,08	2	0,07	0,13	0,10	4	0,06	0,10	0,07
Vacc. oxyc.	78				48				5				3			
Eriophorum vag.	40	0,05	0,37	0,24	36	0,11	0,35	0,21	2	0,17	0,35	0,26	2	0,20	0,29	0,24
Molinia caerul.	12	0,21	0,86	0,43	10	0,10	0,96	0,28	4	0,09	0,52	0,26	2	0,41	0,83	0,62
Andromeda polif.	38	0,05	0,18	0,10	13	0,05	0,14	0,09	3	0,09	0,14	0,11	0			
Polytrichum str.	62	0,01	0,12	0,03	35	0,01	0,09	0,03	3	0,02	0,09	0,14	5	0,02	0,04	0,03
Sphagnum spec.	74				52				4				4			
Sonstiges	28				28				1				9			



### 3.9.1.7 Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)

#### a) Baumschicht

In der Umgebung der Ruheplätze standen bis auf zwei Ausnahmen ein bis sechzehn Bäume, in der Regel Bergkiefern. Ihre Anzahl betrug durchschnittlich  $3,2 \pm 2,8$  Einzelbäume sowie ein bis zehn ( $2,6 \pm 2,2$ ) Baumkomplexe (mehrere Bergkiefern durch Kronenschluss miteinander verbunden).

Ihre Höhen maßen  $2,3 \pm 1,1$  m, ihr Minimum lag bei  $1,17 \pm 0,66$  m (0,50 m - 16,00 m), das Maximum bei  $3,50 \pm 1,99$  m (1,2 - 16,0 m).

Die von ihnen überdeckte Fläche erstreckte sich auf  $76,4 \pm 66,8$  m<sup>2</sup> oder  $19,1 \pm 16,7\%$ .

Die Spannweite der aufgenommenen Abschirmungsgrade betrug 100%. In 50% der Flächen lagen sie aber zwischen 6,7 - 26%. Der Median betrug 16,5%, wobei sich die Werte symmetrisch um ihn verteilen (s. Anhang 44).

#### b) Moos-, Kraut- und Strauchschicht

Die Höhe der Vegetation schwankte zwischen 0,02 - 1,12 m. Ihre durchschnittliche Höhe betrug  $0,21 \pm 0,16$  m. Damit lag die Höhe der Vegetation in der Umgebung der Standorte signifikant höher, als auf den Standorten selbst (T-Test, FG = 882;  $p < 0,05$ ;  $T = 2,89$ ).

Auf je 96 untersuchten Flächen konnten junge Triebe von *Calluna vulgaris* und *Sphagnum spec.* gefunden werden (76%), die auf manchen Flächen zwischen 76 - 100% Deckung erreichen konnten (s. Tab. 26).

Tabelle 26: Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht in der Umgebung (400 m<sup>2</sup>) von Ruhe- und Schlafplätzen

Art	Ruheplätze (n = 126)				Schlafplätze (n = 66)			
	n	min	max	Ø	n	min	max	Ø
Calluna vulg. (ad.)	92	0,10	0,55	0,30	55	0,19	0,47	0,31
Calluna vulg. (juv.)	96	0,06	0,22	0,11	61	0,05	0,24	0,12
Vacc. myrt.	26	0,05	0,22	0,13	16	0,09	0,20	0,11
Vacc. ulig.	35	0,17	0,75	0,47	12	0,09	0,68	0,44
Vacc. vidis-idaea	60	0,05	0,25	0,12	25	0,08	0,18	0,11
Vacc. oxyc.	88				66			
Eriophorum vag.	93	0,13	0,46	0,29	60	0,14	0,48	0,25
Molinia caerul.	38	0,12	0,98	0,51	24	0,08	1,01	0,36
Andromeda polif.	75	0,04	0,24	0,11	40	0,07	0,17	0,11
Polytrichum str.	81	0,02	0,12	0,05	50	0,02	0,11	0,04
Sphagnum spec.	96				58			
Sonstige	1				3			

*Eriophorum vaginatum* und alte Triebe von *Calluna vulgaris* kamen auf 93 bzw. 92 Flächen vor (73%). Ihre Deckungsgrade lagen bei maximal 75%. *Vaccinium oxycoccos* (n = 88) und *Polytrichum strictum* (n = 81) folgten mit 70% bzw. 64% sowie *Andromeda polifolia* (n = 75) mit 60%. *Polytrichum strictum* erreichte bis zu 75% Deckung. Bei *Vaccinium oxycoccos* betrug die Deckungsgrade bis zu 50%. Die von *Andromeda polifolia* lagen bei maximal 25%.

Auf 60 Plätzen kam *Vaccinium vitis - idaea* vor (48%), die teilweise Deckungsgrade bis zu 50% aufwies.

Nur untergeordnete Bedeutung hatten *Molinia caerulea* (n = 38, 30%), *Vaccinium uliginosum* (n = 35, 28%) sowie *Vaccinium myrtillus* (n = 26, 21%). Letztere erreichte auf manchen Flächen Deckungsgrade bis zu 50%, die beiden vorgenannten bis zu 75%.

### 3.9.2 Schlafplätze

Je nach Jahreszeit variierte die Aufenthaltsdauer auf den Schlafplätzen. Im Mittel wurden  $37,1 \pm 12,6$  Losungswalzen gefunden. Daraus errechnet sich eine durchschnittliche Aufenthaltsdauer von ca. sechs Stunden. Die kürzeste Aufenthaltsdauer lag bei ca. drei Stunden (19 Losungswalzen), die längste bei ca. zehn Stunden (64 Losungswalzen). Schlafbäume wurden nicht gefunden, da alle ausgelassenen Tiere am Boden übernachteten.

### 3.9.2.1 *Lage*

Die geringste Distanz zwischen einem Schlafplatz und dem Moorrand wurde mit 200 m, die größte mit 1150 m gemessen. Im Schnitt wurden die Schlafplätze  $690 \pm 246$  m vom Moorrand entfernt aufgefunden. Zum größten Teil lagen sie in der Strukturklasse Nr. 3/7 ( $n = 45$ ) und zu fast gleichen Teilen in den Strukturklassen Nr. 1/5 ( $n = 11$ ) und Nr. 2/6 ( $n = 10$ ).

### 3.9.2.2 *Exposition*

Die Schlafplätze lagen für gewöhnlich frei exponiert ( $n = 61$ ). Die Entfernung der Schlafplätze bis zum nächsten Baum maß  $5,62 \pm 4,89$  m. Fünf Schlafplätze wurden unter Bergkiefern entdeckt. Die Höhe der Bäume war im Durchschnitt  $3,53 \pm 3,40$  m. Der Abstand bis zu zum Stamm betrug  $0,83 \pm 0,49$  m, der Abstand von den untersten Ästen bis zum Boden  $0,83 \pm 0,46$  m.

### 3.9.2.3 *Abschirmung*

Die Abschirmung durch die Baumschicht unterschied sich in den Strukturklassen Nr. 1/5 und Nr. 2/6 nicht ( $74,2 \pm 65,0$  m<sup>2</sup> ( $18,5 \pm 16,3\%$ ) bzw.  $65,6 \pm 75,4$  m<sup>2</sup> ( $16,4 \pm 18,9\%$ )).

Die Abschirmung der Strukturklasse 3/7 und des Strukturtyps Nr. 9 ( $26,0 \pm 32,4$  m<sup>2</sup> ( $6,5 \pm 8,1\%$ )) ließ sich gegenüber der Strukturklasse Nr. 2/6 nicht, gegenüber der Strukturklasse Nr. 1/5 statistisch sichern (U-Test,  $n_{1;2} = 11;44$ ;  $p < 0,05$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 111$ ).

### 3.9.2.4 *Horizontale Vegetationsdichte*

Auf dem 2 m - Radius um die Schlafplätze schwankte die horizontale Vegetationsdichte zwischen 0% und 40%. Die Mediane bewegten sich aber auf allen vier Höhenstufen nur zwischen 0% - 20%. Ab einer Höhe von einem Meter war praktisch eine ungehinderte Nahsicht möglich, so dass Dichten von  $> 0\%$  nur noch als Ausreißerwerte gemessen werden konnten.

In einer Entfernung von 5 m nahm die horizontale Vegetationsdichte in der untersten Höhenstufe gering zu (21% - 40%), in den anderen Höhenstufen verhielt sie sich wie auf dem 2 m - Radius.

Innerhalb des 10 m - Radius konnte auf der untersten Höhenstufe eine große Streuung der Dichte beobachtet werden. Der Median lag aber innerhalb der Klasse 0% - 20%, so dass eine gute Nahsicht gewährleistet war. Eine größere Streuung war ebenfalls in einem Meter Höhe festzustellen. In 1,50 m und 2,00 m Höhe war, von Ausreißern abgesehen, praktisch keine Vegetation mehr vorhanden (s. Anhang 42). Die Schlafplätze der ausgelassenen Birkhühner waren so gewählt, dass auf einem Radius von 10 m um den Schlafplatz herum eine gute Übersichtlichkeit gewährleistet war.

### 3.9.2.5 *Horizontwinkel*

Die Spannweite der gemessenen Horizontwinkel betrug  $34,5^\circ$ . Die Hälfte aller Werte lag aber zwischen  $3^\circ$  und  $9^\circ$ . Der Median war  $4,5^\circ$ , so dass eine schiefe Verteilung der Werte gegeben ist. 57 Schlafplätze (86%) wiesen  $360^\circ$  Fernsicht auf. Sieben Schlafplätze (10%) waren auf einem Kreisbogen von  $45^\circ$  durch die Baumschicht abgedeckt. In je einem Fall (2%) war auf einem Kreisbogen von  $135^\circ$  bzw.  $180^\circ$  keine freie Sicht gegeben. Somit war in 97% der aufgesuchten Schlafplätze eine Fernsicht von  $\geq 315^\circ$  vorhanden (s. Anhang 43).

### 3.9.2.6 Vegetation auf dem Standortquadratmeter

Die Höhe der Vegetation lag zwischen 0,01 - 0,96 m ( $\bar{\varnothing} = 0,13 \pm 0,10$  m). In 52 Fällen (79%) kamen *Sphagnum spec.*, in 50 Fällen (78%) junge *Calluna vulgaris* Triebe sowie in 48 Fällen (73%) *Vaccinium oxycoccos* auf dem Standortquadratmeter vor (s. Tab.25).

Mit jeweils über 50% waren *Eriophorum vaginatum* (55%) und *Polytrichum strictum* (53%) zu finden. Die Deckungsgrade der einzelnen Pflanzen betragen bis zu 100%.

Auf einem Drittel der Flächen wurden alte *Calluna vulgaris* Triebe festgestellt. Die übrigen Pflanzen waren nicht so häufig vertreten (*Andromeda polifolia* (20%), *Vaccinium vitis - idaea* (20%), *Molinia caerulea* (15%), *Vaccinium uliginosum* (8%), *Vaccinium myrtillus* (3%)). Unbewachsene Flächen („Sonstiges“) kamen in 42% der Fälle vor.

### 3.9.2.7 Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)

#### a) Baumschicht

In der Umgebung von acht Schlafplätzen (12%) waren keine Bäume vorhanden. Auf den übrigen Schlafplätzen (n = 58) kamen zwischen ein und elf Bäume, im Mittel  $2,3 \pm 2,3$  Bäume sowie  $1,8 \pm 2,1$  Baumkomplexe (min: 1; max: 9) vor. Die durchschnittliche Höhe der Baumschicht betrug  $1,81 \pm 1,02$  m, die minimalen Höhen maßen  $1,15 \pm 0,74$  m (0,50 m - 4,00 m), die maximalen Höhen  $2,80 \pm 2,16$  m (0,55 m - 10,90 m). Die von der Baumschicht beschirmte Fläche erreichte  $40,0 \pm 50,8$  m<sup>2</sup> bzw.  $10,0 \pm 12,7\%$ . Der Median lag bei einer Spannweite von 61,2% mit 6% im unteren Bereich. 50% der gemessenen Abschirmungswerte schwankten zwischen 1,2% und 12,2% (s. Anhang 44).

#### b) Moos-, Kraut- und Strauchschicht

Die durchschnittliche Höhe der Vegetation lag bei  $0,19 \pm 0,14$  m, wobei die Minimalhöhe 0,02 m, die Maximalhöhe 1,01 m maß. Die Höhendifferenzen der Vegetation am Standort bzw. in der Umgebung waren signifikant verschieden (T-Test, FG = 525; p < 0,05; T = 4,28).

Auf allen Flächen fand sich *Vaccinium oxycoccos*, die auf einigen Flächen bis zu 50% Deckung erreichte (s. Tab. 26). Junge Triebe von *Calluna vulgaris* (n = 61) und *Eriophorum vaginatum* (n = 60) waren auf 92% bzw. 90% der Flächen vertreten. Erstere erreichte in einigen Fällen 76 - 100% Deckung, letztere konnte Deckungsgrade bis zu 75% erreichen.

Ein hohes Vorkommen wies *Sphagnum spec.* (n = 58) auf, das zu 88% auf den Flächen mit Deckungsgraden teilweise bis zu 100% vertreten war. Alte Triebe von *Calluna vulgaris* (n = 55) und *Polytrichum strictum* (n = 50) kamen auf 83% bzw. 76% der Flächen vor. Beide erreichten maximale Dichten bis zu 75%.

Auf knapp 2/3 der Flächen (61%) stand *Andromeda polifolia* (n = 40), die bis 50% Deckung aufweisen kann. *Vaccinium vitis - idaea* (n = 25) und *Molinia caerulea* (n = 24) folgten mit 38% bzw. 36%, die in Deckungsgraden bis zu 50% bzw. 75% gemessen werden konnten.

Nur gering waren die Anteile von *Vaccinium myrtillus* (n = 16) und *Vaccinium uliginosum* (n = 12) mit 24% bzw. 18%. Die höchste festgestellte Deckung lag im ersten Fall bei maximal 25%, im zweiten bei 50%.

### 3.9.3 Balzplätze

#### 3.9.3.1 Lage

Ein Balzplatz lag direkt am Moorrand, die übrigen verteilten sich über den Hochmoorkörper. Die größte Entfernung zum Rand betrug 1050 m, durchschnittlich waren sie  $635 \pm 316$  m vom Moorrand entfernt. Je zwei Balzplätze lagen in ursprünglichen Hochmoorbereichen (Strukturtypen Nr. 3, Nr. 4). Zwei Balzplätze fanden sich im Abtorfungsbereich (Nr. 7). Ein weiterer lag auf einer extensivierten Grünlandfläche.

#### 3.9.3.2 Exposition

Alle Balzplätze waren frei exponiert. Die Entfernung vom eigentlichen Balzstandort bis zum nächsten Baum schwankte zwischen 2 m bis 120 m, im Mittel betrug sie  $24,7 \pm 42,3$  m.

#### 3.9.3.3 Abschirmung

Obwohl die Balzplätze in unterschiedlichen Strukturklassen lagen, waren die Abschirmungsgrade auf den einzelnen Balzplätzen statistisch nicht zu unterscheiden (Klasse Nr. 3/7 und Nr. 9/10:  $4,5 \pm 7,2$  m<sup>2</sup> (1,1 ± 1,8%), Klasse Nr. 4/8:  $2,2 \pm 3,8$  m<sup>2</sup> (0,6 ± 0,9%).

#### 3.9.3.4 Horizontale Vegetationsdichte

Entsprechend der Horizontwinkel (s.u.) war die horizontale Dichte auf den Balzplätzen sowohl mit zunehmender Entfernung als auch mit zunehmender Höhe nahezu Null. So bestand auch auf kürzere Entfernung und in niedrigen Höhenstufen eine optimale Übersicht (s. Anhang 42).

#### 3.9.3.5 Horizontwinkel

Die Horizontwinkel auf den Balzplätzen wiesen nur eine geringe Streuung auf, da sich die Hälfte der Werte zwischen 2° und 3,8° bewegten. Der Median lag bei 2,5°. Alle Balzplätze wiesen auf einem Radius von 360° niedrige Horizontwinkel auf, so dass auf den Balzplätzen eine gute Fernsicht gegeben war (s. Anhang 43).

#### 3.9.3.6 Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)

##### a) Baumschicht

In der unmittelbaren Umgebung der Balzplätze kamen kaum Bäume vor. Auf drei Balzplätzen standen je zwei Einzelbäume und in einem weiteren Fall ein kleiner Baumkomplex. Im Mittel kamen  $0,85 \pm 1,0$  Einzelbäume und  $0,28 \pm 0,75$  Bergkiefernkomplexe vor. Die Höhe der Baumschicht bewegte sich zwischen 0,50 m und 2,00 m ( $\varnothing = 1,49 \pm 0,23$  m). Die Spannweite der Abschirmungsgrade betrug nur 3,8%. Der Median lag bei 0%. Die tatsächliche Abschirmung durch die Baumschicht maß  $3,2 \pm 5,6$  m<sup>2</sup> oder  $0,8 \pm 1,4\%$  (s. Anhang 44).

##### b) Moos-, Kraut- und Strauchschicht

Die durchschnittliche Höhe der Vegetation auf den Balzplätzen betrug  $0,19 \pm 0,10$  m (s. Tab. 27). Auf sechs Balzplätzen (86%) fanden sich junge Triebe von *Calluna vulgaris*, *Sphagnum spec.* und *Eriophorum vaginatum*. Die Dichtewerte betrug im ersten und letzten Fall bis 100%. *Eriophorum vaginatum* erreichte bis zu 50% Deckung. *Vaccinium uliginosum* kam mit maximal 25% Deckung auf fünf Balzplätzen (50%) vor.

Alte Triebe von *Calluna vulgaris* erreichten auf drei Balzplätzen maximal 15% Deckung. Auf je zwei Balzplätzen (29%) fanden sich *Molinia caerulea*, *Polytrichum strictum* und *Vaccinium oxycoccos*, die bis zu 15% bzw. 25% sowie 50% Deckung erlangten. Ebenso kam *Vaccinium vitis - idaea* ( $\leq 15\%$  Deckung) auf zwei Balzplätzen vor. *Andromeda polifolia* ( $\leq 25\%$  Deckung) konnte nur auf einem Balzplatz (14%) gefunden werden.

### 3.9.4 Brutplätze

#### 3.9.4.1 Lage

Die Entfernung der Brutplätze zum Moorrand betrug durchschnittlich  $631 \pm 226$  m (min. = 350 m, max. = 1000 m). In ursprünglichen Hochmoorbereichen wurden zwei Nester (Strukturtyp Nr. 2, Nr. 3), im Übergangsmoor (Nr. 10) ein Nest gefunden. Fünf Nester lagen in Abtorfungsgebieten. Je ein Nest war in stark strukturiertem Gelände (Strukturtyp Nr. 5) bzw. innerhalb eines Torfstiches (Strukturtyp Nr. 9) angelegt. Drei Nester lagen in locker strukturiertem Gelände (Strukturtyp Nr. 7).

#### 3.9.4.2 Exposition

Drei Brutplätze fanden sich unter Bäumen (Höhe:  $2,37 \pm 1,45$  m), weitere drei in *Vaccinium uliginosum* - Sträuchern (Höhe:  $0,54 \pm 0,13$  m). Zwei Brutplätze waren zwischen zwei Bulten (Höhe:  $0,18 \pm 0,04$  m) angelegt. Die unter Bäumen angelegten Nester wiesen eine Entfernung zum Stamm von  $0,46 \pm 0,37$  m auf. Der Abstand bis zu den untersten Ästen betrug  $0,28 \pm 0,11$  m. Die Entfernung bis zum nächsten Baum maß bei fünf Nestern  $10,9 \pm 4,8$  m (min. = 2,70 m; max = 14,6 m).

#### 3.9.4.3 Nestmulde

Von fünf Nestern wurde der Durchmesser und die Tiefe der Nestmulde ermittelt. Die Durchmesser schwankten von 0,15 m - 0,21 m ( $\varnothing = 0,18 \pm 0,02$  m). Die Tiefe der Nestmulde variierte zwischen 0,07 m - 0,15 m ( $\varnothing = 0,11 \pm 0,03$  m).

#### 3.9.4.4 Abschirmung

Innerhalb der Strukturklasse Nr. 3/7 und Nr. 9/10 variierte die Abschirmung durch die Baumschicht zwischen  $0 \text{ m}^2 - 75,3 \text{ m}^2$  (18,8%). Im Mittel betrug sie  $32,3 \pm 16,7 \text{ m}^2$  ( $8,0 \pm 4,1\%$ ). In den Strukturtypen Nr. 2 und Nr. 3 lag sie bei  $43,8 \text{ m}^2$  (10,9%) bzw.  $67,4 \text{ m}^2$  (16,8%), im Schnitt  $55,6 \pm 11,8 \text{ m}^2$  (13,9  $\pm$  2,95%).

#### 3.9.4.5 Horizontale Vegetationsdichte

Auf einem Radius von 2 m um die Neststandorte war sowohl eine große Streuung (0% - 100%) als auch eine schiefe Verteilung der horizontalen Dichte um den Median (21% - 40%) zu erkennen. Dies traf allerdings nur auf die Vegetationsschicht in 0,50 m Höhe zu.

In den darüber liegenden Höhenschichten war eine nahezu ungehinderte Nahsicht möglich. Ähnlich verhielt es sich auf dem 5 m - Radius, der in der untersten Höhenschicht wiederum eine starke Streuung bei allerdings höheren Dichtewerten (80% - 100%) zeigte. In den oberen Höhenschichten war aber eine gute Nahsicht möglich. In einem Umkreis von 10 m um die Nester, war in einer Höhe von 0,50 m praktisch keine Sichtmöglichkeit mehr gegeben. Auch in einem Meter Höhe war die Sicht teilweise stark

eingeschränkt. Erst ab einer Höhe von 1,50 m waren bei allen Nestern uneingeschränkte Sichtmöglichkeiten gegeben (s. Anhang 42).

In Bezug auf die unterste Höhengschicht unterschieden sich die einzelnen Neststandorte. Sie wiesen aber alle eine gute Deckung des eigentlichen Nestes auf. Ihre Dichtewerte glichen sich ab einer Höhe von einem Meter an, so dass alle Neststandorte ab dieser Höhe eine ungehinderte Nahsicht aufwiesen. Weitere Unterschiede der einzelnen Neststandorte bestanden in den ersten beiden Höhenstufen auf dem 10 m - Radius, wo eine hohe Variation der Dichtewerte zu erkennen war.

#### **3.9.4.6 Horizontwinkel**

Die Horizontwinkel wiesen eine große Streuung sowie eine asymmetrische Verteilung der Werte um den Median ( $4^\circ$ ) auf. Die Spannweite betrug  $34^\circ$ , die Hälfte der gemessenen Winkel lag aber innerhalb eines Bereiches von  $3^\circ$  bis  $13,2^\circ$ . Sechs Brutplätze wiesen eine  $360^\circ$  Fernsicht auf (s. Anhang 43). An zwei Brutplätzen war durch die Baumschicht ein Kreisbogen von  $135^\circ$  bzw.  $180^\circ$  abgedeckt. Beide Standorte ermöglichten nur eine beschränkte Fernsicht.

#### **3.9.4.7 Vegetation auf dem Standortquadratmeter**

Die Höhe der Vegetation erreichte im Mittel  $0,21 \pm 0,18$  m (Tab. 25). An fünf Neststandorten (63%) kam *Vaccinium oxycoccos* in Dichten bis 15% vor. In der unmittelbaren Umgebung von vier Nestern (50%) fanden sich *Vaccinium uliginosum* (Deckung bis 100%), *Molinia caerulea* (Deckung bis 100%) und *Sphagnum spec* (Deckung bis 50%). *Andromeda polifolia* (Deckung bis 5%) sowie junge Triebe von *Calluna vulgaris* (Deckung bis 75%) kamen, wie auch *Polytrichum strictum* (Deckung bis 15%), an drei Nestern (38%) vor.

An jeweils zwei Neststandorten (25%) wuchsen alte Triebe von *Calluna vulgaris* (Deckung bis 100%) sowie *Vaccinium vitis - idaea* (Deckung bis 15%) und *Eriophorum vaginatum* (Deckung bis 50%). In wenigen Exemplaren wurde an einem Standort (13%) *Vaccinium myrtillus* gefunden (Deckung bis 5%).

#### **3.9.4.8 Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)**

##### a) Baumschicht

In der Umgebung der Neststandorte standen vier bis neun Einzelbäume ( $\varnothing = 4,1 \pm 3,5$ ) und ein bis sieben Baumkomplexe ( $\varnothing = 1,8 \pm 2,5$ ). Die Höhe der Baumschicht erreichte  $1,96 \pm 0,56$  m. Die minimalen Höhen lagen zwischen 0,70 m - 1,15 m ( $\varnothing = 0,98 \pm 0,16$  m), die maximalen zwischen 2,10 m und 4,25 m ( $\varnothing = 3,17 \pm 0,72$  m). Die nähere Umgebung von drei Neststandorten war baumfrei.

Die von der Baumschicht verursachte Abschirmung betrug maximal 18,8%. Dieser Wert entsprach der Spannweite. Der Median lag bei 3,8%. Es ist eine asymmetrische Verteilung der Werte zu erkennen. Im Durchschnitt waren  $26,8 \pm 28,8$  m<sup>2</sup> oder  $6,7 \pm 7,7\%$  von Bergkiefern oder anderen Bäumen überdeckt (s. Anhang 44).

### b) Moos-, Kraut- und Strauchschicht

Die Höhe der den Neststandort umgebenden Vegetation wich nicht signifikant von der des eigentlichen Neststandortes ab und maß im Mittel  $0,23 \pm 0,15$  m (s. Tab. 27).

Die höchste Stetigkeit (88%) erreichten *Sphagnum spec.*, *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium uliginosum*, die Deckungsgrade von 100% bzw. bis 75% aufwiesen.

In der Umgebung von sechs Nestern (75%) fanden sich alte Triebe von *Calluna vulgaris* (Deckung bis 75%) sowie *Vaccinium vitis-idaea* (Deckung bis 25%). An fünf Nestern (63%) kamen *Molinia caerulea* (Deckung bis 50%) und *Vaccinium oxycoccos* (Deckung bis 25%) vor. Junge Triebe von *Calluna vulgaris* (Deckung bis 75%) und *Polytrichum strictum* (Deckung bis 25%) standen in der Umgebung von vier Nestern. In der Nähe von drei Nestern (38%) kam *Vaccinium myrtillus* (Deckung bis 15%) vor.

## 3.9.5 Huderpfannen

### 3.9.5.1 Lage

Im Durchschnitt lagen die Huderpfannen  $609 \pm 248$  m vom Moorrand entfernt. Die kürzeste Entfernung zum Moorrand betrug 350 m, die größte 1100 m.

Fünf Huderpfannen lagen auf aufgeschütteten Torfwällen innerhalb von Torfstichen (Nr. 9) bzw. an deren Abbruchkanten. Je zwei Huderpfannen lagen in den Strukturtypen Nr. 3, Nr. 8 und Nr. 10.

### 3.9.5.2 Exposition

Sämtliche Huderpfannen waren frei exponiert. Die Entfernung zum nächsten Baum betrug durchschnittlich  $4,0 \pm 1,6$  m (min. = 1,65 m; max. = 6,60 m).

### 3.9.5.3 Horizontale Vegetationsdichte

Innerhalb eines 2 m - Radius um die Huderpfannen war nur eine geringe Streuung (0% - 20%) der Werte in der untersten Höhenstufe zu erkennen. Auf den folgenden Höhenstufen waren keine Sichtbehinderung mehr gegeben.

Dasselbe gilt für den 5 m - Radius. Innerhalb eines 10 m - Radius ergaben sich ebenfalls nur auf der untersten Höhenstufe geringfügige Unterschiede. Ab einer Höhe von einem Meter waren Sichtbehinderungen nur in Ausnahmefällen zu erkennen, so dass ausnahmslos eine gute Nahsicht möglich war (s. Anhang 42).

### 3.9.5.4 Horizontwinkel

Die Spannweite der Horizontwinkel betrug  $33,5^\circ$  und die gemessenen Werte sind asymmetrisch um den Median ( $6,7^\circ$ ) verteilt. Die Streuung von 50% der Werte lag lediglich in einem Bereich zwischen  $4^\circ$  und  $13,7^\circ$  ( $\varnothing = 9,7^\circ$ ). Allerdings konnten in etlichen Fällen Ausreisserpunkte erkannt werden (s. Anhang 43). Diese kommen durch die Lage der jeweiligen Huderplätze in den Torfstichen oder an Abbruchkanten zustande. Je tiefer die Huderpfanne im Torfstich lag, desto steiler wurde der Horizontwinkel. So betrug der Horizontwinkel bei vier Huderpfannen auf einem Kreisbogen von  $45^\circ$  mehr als  $35^\circ$ . Bei einer Huderpfanne wurde auf einem Kreisbogen von  $90^\circ$  ein Horizontwinkel  $> 35^\circ$  ermittelt.

### 3.9.5.5 Vegetation auf dem Standortquadratmeter

Die Höhe der umgebenden Vegetation lag bei  $0,15 \pm 0,16$  m (s. Tab. 25). Die meisten Huderpfannen (81%) waren selbst und in ihrer unmittelbaren Umgebung mit blankem Torf bedeckt, so dass Vegetation nur spärlich vorhanden war. Eine Ausnahme stellten junge Triebe von *Calluna vulgaris* mit Deckungsgraden bis zu 75% dar, die an allen Huderplätzen gefunden wurden. *Polytrichum strictum* (Deckung bis 75%) sowie *Vaccinium vitis - idaea* (Deckung bis 50%) und *Sphagnum spec.* (Deckung bis 50%) kamen auf 4 (36,3%) bzw. 3 (27,3%) Huderpfannen vor. *Vaccinium uliginosum* und *Vaccinium oxycoccos*, die ebenfalls an drei Standorten festgestellt wurden, erreichten bis zu 50% Deckung. An zwei Huderpfannen fanden sich alte Triebe von *C. vulgaris*, *E. vaginatum* und *M. caerulea* mit Deckungsgraden von bis zu 50%.

### 3.9.5.6 Vegetation im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>)

#### a) Baumschicht

In der näheren Umgebung der Huderpfannen standen ein bis fünf Einzelbäume ( $\varnothing = 2,8 \pm 1,6$ ) bzw. ein bis sechs Baumkomplexe ( $\varnothing = 1,2 \pm 2,0$ ). Die Höhe der Baumschicht betrug  $3,26 \pm 2,75$  m. Die minimalen Höhen schwankten zwischen 0,60 m - 11,80 m ( $\varnothing = 2,47 \pm 2,97$  m), die maximalen zwischen 1,50 m und 11,80 m ( $\varnothing = 4,06 \pm 2,74$  m).

Die von der Baumschicht verursachte Abschirmung umfasste lediglich eine Spannweite von 21,2% und wies einen Mittelwert von  $34 \pm 28,0$  m<sup>2</sup> oder  $8,5 \pm 7,0\%$  auf. Der Median lag bei 6,2%, die Hälfte der Werte bewegte sich in einem Bereich von 2,4° bis 14,7° (s. Anhang 44).

#### b) Moos-, Kraut- und Strauchschicht

Die Höhe der Vegetation erreichte  $0,26 \pm 0,22$  m (s. Tab. 27) und war damit signifikant höher, als die unmittelbar um die Huderpfannen stehende Vegetation (T-Test, FG = 103;  $p < 0,05$ ;  $T = 2,45$ ). Auf allen 11 untersuchten Flächen kamen sowohl alte als auch junge Triebe von *Calluna vulgaris* vor. In ersterem Fall erreichten sie bis 50%, im zweiten Fall bis zu 75% Deckung. In der näheren Umgebung von zehn Huderpfannen (91%) standen *Sphagnum spec.* (Deckung bis 75%) und *Eriophorum vaginatum* (Deckung bis 50%).

Tabelle 27: Höhe der Moos-, Kraut- und Strauchschicht in der Umgebung (400 m<sup>2</sup>) von Balz- und Brutplätzen sowie von Huderpfannen

Art	Balzplätze (n = 8)				Brutplätze (n = 8)				Huderpfannen (n = 11)			
	n	min	max	Ø	n	min	max	Ø	n	min	max	Ø
Calluna vulg. (ad.)	3	0,25	0,38	0,30	6	0,24	0,43	0,31	11	0,29	0,43	0,34
Calluna vulg. (juv.)	6	0,07	0,16	0,10	4	0,12	0,16	0,13	11	0,07	0,21	0,14
Vacc. myrt.	0				3	0,07	0,17	0,32	5	0,10	0,12	0,11
Vacc. ulig.	5	0,18	0,31	0,24	7	0,23	0,74	0,43	8	0,28	0,49	0,40
Vacc. vidis-idaea	2	0,07	0,09	0,08	6	0,07	0,15	0,10	8	0,05	0,14	0,09
Vacc. oxyc.	2				5				9			
Eriophorum vag.	6	0,21	0,37	0,28	7	0,25	0,37	0,33	10	0,19	0,46	0,31
Molinia caerul.	2	0,18	0,24	0,21	5	0,11	0,50	0,28	8	0,48	1,00	0,77
Andromeda polif.	1	0,12	0,12	0,12	0				6	0,09	0,15	0,10
Polytrichum str.	2	0,04	0,08	0,06	4	0,05	0,09	0,07	9	0,02	0,06	0,03
Sphagnum spec.	6				7				10			
Sonstige	1	0,07	0,07	0,07	1	0,28	0,28	0,28	0			

Auf je neun Flächen (82%) fanden sich *Vaccinium oxycoccos* und *Polytrichum strictum* in Deckungsgraden bis 50%. Auf je acht Flächen (73%) kamen *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium vitis - idaea* und



*Molinia caerulea* vor. Ihre Deckungsgrade lagen bei maximal 50% bzw. 75%. In geringen Deckungsgraden (bis 15%) fanden sich auf sechs Flächen *Andromeda polifolia* und auf fünf Flächen *Vaccinium myrtillus*.

### 3.9.6 Schneehöhlen

Nur in einem Winter (1990/91) ließ die Schneelage für kurze Zeit die Anlage von Schneehöhlen zu. Da die Suche nach den Schneehöhlen mit Rücksicht auf den angespannten Energiehaushalt der Birkhühner nur sporadisch durchgeführt wurde, konnten nur vier Schneehöhlen aufgenommen werden.

#### 3.9.6.1 Lage

Die mittlere Entfernung der Schneehöhlen zum Moorrand betrug  $700 \pm 106$  m (min. = 550 m, max. = 800 m). Drei Höhlen befanden sich in ursprünglichen Hochmoorbereichen (Strukturtyp Nr. 1, Nr. 3), eine im schwach strukturierten Abtorfungsbereich (Nr. 7).

#### 3.9.6.2 Exposition

Alle Schneehöhlen lagen frei exponiert und wiesen eine durchschnittliche Länge von  $0,70 \pm 0,15$  m auf (min. = 0,56 m; max. = 0,87 m). Die Durchmesser der Höhlen betragen  $0,21 \pm 0,01$  m. Ihre Oberkante lag  $0,15 \pm 0,03$  m unter der Schneeoberfläche. Zwei Höhlen wiesen eine gerade Form auf, zwei Höhlen waren halbkreisförmig gebogen. Die Schneehöhe in Umgebung der Schneehöhlen betrug  $0,29 \pm 0,06$  m.

#### 3.9.6.3 Abschirmung

Die von der Baumschicht verursachte Abschirmung lag im Strukturtyp Nr. 1 bei  $38,7 \text{ m}^2$  (9,6%), in der Klasse Nr. 3/7 bei  $32,3 \pm 16,7 \text{ m}^2$  ( $8,0 \pm 4,1\%$ ).

#### 3.9.6.4 Horizontale Vegetationsdichte

In einer Entfernung bis zu 2 Metern war in allen gemessenen Höhenstufen keine die Sicht behindernde Vegetationsschicht vorhanden. Auch innerhalb eines Radius von 5 m traten keine nennenswerten Sichtbehinderungen durch die Vegetation auf.

Sichtbehinderungen waren jedoch innerhalb des 10 m - Radius in den unteren beiden Höhenstufen zu beobachten. Hier variierten die Werte zwischen 0% und 61% - 80%. Die Mediane zeigten aber dennoch nur Werte bis zur Stufe 1% - 20% an. In den beiden oberen Höhenklassen waren wiederum keine Unterschiede festzustellen (s. Anhang 42).

#### 3.9.6.5 Horizontwinkel

Bei den Horizontwinkeln war eine asymmetrische Verteilung um den Median ( $5,2^\circ$ ) zu erkennen, da die Spannweite  $34^\circ$  betrug. Die Streuung von 50% der Werte lag allerdings nur in einer Spanne von  $3^\circ$  -  $9^\circ$  (s. Anhang 43). Bei zwei Schneehöhlen war auf einem Kreisbogen von  $45^\circ$ , bei einer Schneehöhle auf einem Kreisbogen von  $180^\circ$  keine Fernsicht möglich. Dennoch wurden alle Schneehöhlen in übersichtlichem Gelände angelegt.

### 3.9.6.6 Vegetation im Nahbereich (400m<sup>2</sup>)

In der Umgebung der Schneehöhlen standen zwei bis acht Einzelbäume ( $\varnothing = 4,25 \pm 2,27$ ) bzw. ein bis drei Baumkomplexe ( $\varnothing = 2,0 \pm 0,80$ ).

Ihre Höhen variierten zwischen 0,50 m (min. = 0,50 m; max. = 2,30 m;  $\varnothing = 1,02 \pm 0,73$  m) und 3,60 m (min. = 1,85 m; max. = 3,60 m;  $\varnothing = 2,53 \pm 0,69$  m). Im Durchschnitt betrug sie  $1,91 \pm 0,67$  m. Die Entfernung der Schneehöhlen bis zum nächsten Baum maß  $3,4 \pm 2,7$  m.

Im Mittel wurden  $33,6 \pm 14,0$  m<sup>2</sup> oder  $8,4 \pm 3,5\%$  der Fläche von der Baumschicht überdeckt. Der Median lag bei 8,4%. Die Hälfte der Werte lag zwischen 5,8 - 11,1% (s. Anhang 44). Ausreißer kamen nicht vor, so dass alle Werte symmetrisch um den Median (8,5%) verteilt sind.

### 3.9.7 Vergleich der einzelnen Standorte

Hinsichtlich ihrer Lage im Moorkörper bzw. ihrer Entfernung zum Moorrand konnten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ). Die mittlere Entfernung der einzelnen Standorte zum Moorrand bewegte sich lediglich zwischen 631 - 690 m.

Die Höhe der Bäume, unter denen Birkhühner ruhten, war signifikant niedriger, als die der Bäume, unter denen sie übernachteten (T-Test 1 Stichpr.; FG = 113,  $p < 0,05$ ; T = 4,07). Weiterhin waren sowohl die Abstände vom jeweiligen Standort bis zum Stamm (T-Test 1 Stichpr., FG = 112;  $p < 0,05$ ; T = 2,89) bzw. vom Untergrund bis zu den untersten Ästen (T-Test 1 Stichpr., FG = 113;  $p < 0,05$ ; T = 20,36) bei Ruheplätzen signifikant geringer.

Signifikante Unterschiede in der Entfernung zum nächsten Baum bestanden weder zwischen Ruhe- und Schlafplätzen noch zwischen Ruhe- und Huderplätzen (T-Test,  $p > 0,05$ ). Von den übrigen Standorten lagen zu diesem Parameter nur ungenügende bzw. keine Daten vor.

Die Abschirmung durch die Baumschicht in den Strukturklassen Nr. 1/5 und Nr. 2/6 konnte zwischen Ruhe- und Schlafplätzen nicht statistisch unterschieden werden (T-Test,  $p > 0,05$ ). Innerhalb der Klasse Nr. 3/7 und des Strukturtyps Nr. 9 wählten die Birkhühner allerdings, im Gegensatz zu den Ruheplätzen, sowohl die Schlafplätze (Welch-Test, FG = 133;  $p < 0,05$ ; T = 5,52), als auch die Huderplätze (U-Test,  $n_{1;2} = 11;43$ ;  $p < 0,05$ ; Umin ( $U_1U_2$ ) = 142) in signifikant freieren Bereichen aus.

Die Abschirmungsgrade der Schlaf- und Brutplätze dieser Strukturklasse unterschieden sich nicht, obwohl die Spannweite auf Brutplätzen deutlich höher war (U-Test,  $p > 0,05$ ). Dies gilt auch für einen Vergleich zwischen Brut- und Huderplätzen. Deutliche Unterschiede waren jedoch zwischen Brut- und Balzplätzen erkennbar (U-Test,  $n_{1;2} = 4,11$ ;  $p < 0,05$ ; Umin ( $U_1U_2$ ) = 3).

Unterschiede in der Vegetationshöhe von Ruhe-, Huder- und Schlafplätzen ließen sich an den Standorten statistisch nicht sichern (T-Test,  $p > 0,05$ ). Lediglich zwischen Schlaf- und Brutplätzen ergaben sich signifikante Differenzen (T-Test, FG = 203;  $p < 0,05$ ; T = 3,21). Die Höhe der Vegetation ist an den Brutplätzen am höchsten. Auf Ruhe- und Schlafplätzen fanden sich in der Regel *Sphagnum spec.*, *Vaccinium oxycoccos*, *Polytrichum strictum* und junge Triebe von *Calluna vulgaris* auf über 50% der Standorte. Auf Huder- und Brutplätzen kamen verstärkt *Vaccinium uliginosum*, *Molinia caerulea* sowie *Calluna vulgaris* vor.

Unterschiede in der Anzahl von Einzelbäumen und Baumkomplexen im Nahbereich konnten nur zwischen Ruhe- und Schlafplätzen gesichert werden. Die Anzahl beider war in der Umgebung der Schlafplätze signifikant geringer als auf den Ruheplätzen (T-Test, FG = 190;  $p < 0,05$ ; T = 2,25 bzw. FG = 190; T = 2,20).

In gleicher Weise verhielt es sich mit der durchschnittlichen Höhe der Baumschicht, die in der Umgebung der Schlafplätze deutlich geringer war (Welch-Test, FG = 122;  $p < 0,05$ ; T = 2,89). Differenzen zu Huderplätzen konnten in beiden Fällen nicht gesichert werden (T-Test,  $p > 0,05$ ).

Abgesehen von Ausreißerwerten erreichten die maximalen Abschirmungswerte durch die Baumschicht kaum mehr als 50%. Die höchsten Abschirmungsgrade wurden auf den Ruheplätzen festgestellt, die auch die höchste Streuung und den höchsten Median aufwiesen. Gegenüber den Ruheplätzen waren um die Huderpfannen herum geringere Abschirmungsgrade festzustellen.

Durch eine geringere Streuung der Werte und durch einen kleineren Median setzten sich die Schlafplätze von den zwei oben genannten Standorten ab, so dass sie deutlich freiere Bereiche repräsentierten. Unterschiede konnten dennoch nur gegenüber den Ruheplätzen gesichert werden (Welch-Test, FG = 22;  $p < 0,05$ ; T = 4,12).

Eine große Variation der Abschirmungsgrade konnte auf den Brutplätzen festgestellt werden, wobei der Median niedriger als auf den Schlafplätzen lag. Die Balzplätze stellten die Standorte mit der geringsten Streuung und den geringsten Abschirmungsgraden aller Standorte dar.

Die Vegetationshöhe des Nahbereiches war in der Umgebung der Balzplätze am niedrigsten, in der Umgebung der Huderpfannen am höchsten.

Zwischen Schlaf- und Ruheplätzen (T-Test; FG = 937;  $p < 0,05$ ; T = 2,26) sowie zwischen Schlaf- und Huderpfannen (T-Test, FG = 417;  $p < 0,05$ ; T = 3,66) bestanden signifikante Unterschiede. Von diesen drei Standorttypen wies die Umgebung der Schlafplätze die geringste, die Umgebung der Huderpfannen die höchste Vegetation auf. Huderpfannen unterschieden sich zudem auch signifikant von den Ruheplätzen (T-Test; FG = 670;  $p < 0,05$ ; T = 2,42).

Die Vegetationshöhe in der Umgebung der Brutplätze lag ebenso im höheren Bereich, da sie sich nicht von denen der Ruhe- und Huderplätze, aber von denen der Schlafplätze unterschieden (T-Test, FG = 387;  $p < 0,05$ ; T = 2,16).

Auf Ruhe- und Schlafplätzen fanden sich *Sphagnum spec.*, *Vaccinium oxycoccos*, *Polytrichum strictum*, *Eriophorum vaginatum* sowie junge Triebe von *Calluna vulgaris* in Dichten  $> 50\%$  und in einer Häufigkeit  $> 70\%$ .

Auf Brut- und Huderplätzen erlangten *Vaccinium uliginosum*, *Molinia caerulea* und alte Triebe von *Calluna vulgaris* größere Bedeutung.

Die Balz- und Schlafplätze stellten die Aufenthaltsorte mit den geringsten Streuungen der Horizontwinkel dar. Beide Mediane lagen unter  $5^\circ$ , so dass beide Plätze in sehr übersichtlichen Habitatbereichen lagen. Der überwiegende Teil der Schlafplätze und sämtliche Balzplätze wiesen auf einem Radius von  $360^\circ$  eine ungehinderte Fernsicht auf. Eine wesentlich höhere Streuung zeigten Brut- und Huderplätze. Dennoch war durch die schiefe Verteilung der gemessenen Horizontwinkel nach unten bei beiden Standorttypen die Tendenz zu einer möglichst hohen Fernsicht zu erkennen. So wiesen immerhin sechs Brutplätze und sieben Huderpfannen eine  $360^\circ$  Fernsicht auf.

Ruheplätze hingegen boten in der Regel nur eine begrenzte Fernsicht, da nur bei zehn Ruheplätzen eine 360° Fernsicht festgestellt werden konnte. Auf 112 Ruheplätzen war zumindest auf einem Kreisbogen von 45° keine Fernsicht möglich. Ruheplätze stellten somit die Standorttypen mit der geringsten Fernsichtmöglichkeit dar.

Auf der untersten Höhenstufe waren Brutplätze im Nahbereich (2 m), gefolgt von Ruheplätzen, am besten durch die Vegetation geschützt. Die horizontale Vegetationsdichte dieser Entfernungsstufe erlaubte an den Schlaf- und Huderplätzen eine fast ungehinderte Nahsicht. Auf Balzplätzen und Schneehöhlen war in allen Fällen eine ungehinderte Nahsicht vorhanden. Ab der zweiten Höhenstufe war, mit Ausnahme der Ruheplätze, auf allen Standorten eine ungehinderte Nahsicht möglich.

Diese Tendenz setzte sich auf dem 5 m - Radius fort. Die Brut- und Ruheplätze wiesen wiederum die höchsten Dichtewerte in der untersten Höhenstufe auf, die sich jedoch ab der zweiten Höhenstufe auf den Brutstandorten auf nahezu Null reduzierten.

Die gilt auch für den 10 m - Radius. Auf den Schlafplätzen konnte in der untersten Höhenstufe eine starke Streuung der Vegetationsdichte beobachtet werden. Gemessen an den Medianen war sie jedoch noch immer deutlich geringer als bei Brut- und Ruheplätzen. Auch in der zweiten Höhenstufe lag nun eine deutlichere Streuungen der Dichtewerte auf den einzelnen Standorten vor. Allerdings war der Median auf den Ruheplätzen wiederum deutlich höher als auf den anderen Standorten.

Von den beschriebenen Standorten lagen Ruheplätze in den dichtesten Bereichen. Bei vielen Parametern konnte allerdings eine große Streuung der Werte beobachtet werden. Dagegen ist die Homogenität der Ausstattung auf den Schlafplätzen sehr hoch. Auch mittels des clusteranalytischen Ansatzes kann eine klare Differenzierung zwischen Ruhe- und Schlafplätzen festgestellt werden, da bei den Schlafplätzen eine geringe Distanz der Standortvereinigungen gegeben war (s. Anhang 45). Eine hohe Variabilität der Parameter war auch auf den Huderplätzen und vor allem bei den Brutplätzen vorhanden. Dies war bei den Balzplätzen nicht der Fall. Sie repräsentieren die freiesten und übersichtlichsten Bereiche.

Die Ruheplätze wiesen die dichteste Vegetation in allen Höhenstufen auf. Vergleichbare Werte erreichten die Brutplätze auf der untersten Höhenstufe, so dass diese gut in der Vegetation verborgen waren. Die übrigen Standorte lagen vergleichsweise in sehr freiem Gelände, in dem auch auf kürzeste Entfernung gute Sichtmöglichkeiten bestanden. Erhob sich die Vegetation über einen Meter, so lag diese, wie im Fall der Schlafplätze, mindestens fünf Meter vom Standort des Tieres entfernt.

### 3.10 Mortalität

#### 3.10.1 Mortalität der Volierentiere

##### 3.10.1.1 Jungtiere

Im Untersuchungszeitraum (1988 - 1992) traten in den Volieren 24 Verlustereignisse auf (s. Tab. 28). Zwei Verluste (8,3%) kamen durch Füchse oder Marder zustande. In sieben Fällen (29,2%) endeten Angriffe durch Habichte mit Totflügen oder tödlichen Verletzungen. Drei Birkhühner (12,5%) verunglückten durch Totflüge, deren Ursache nicht zu klären war. An Krankheiten oder Stresssymptomen verendeten 12 Tiere (50,0%).

Tabelle 28: Birkhuhnverluste in den Freilandvolieren ab 1982  
Werte in Klammern stellen Verluste in der Voliere im Gründlenried dar

Ursache/Jahr	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Fuchs/ Marder	-	3 (3)	-	-	-	2 (2)	2	-	-	-	-
Habicht	-	-	(4)	-	-	-	-	-	2	5	-
Unfall	-	-	-	-	1	-	1	1	-	1	-
Krankheit/Stress	5	1	4	-	(1)	-	1	2	-	6	3

Seit dem Beginn des Auswilderungsprojektes (1978) wurden in den Volieren des Gründlenrieds und des Wurzacher Rieds 50 Verluste registriert. Davon entfielen auf Füchse oder Marder 12 Verluste (24,0%), durch Habichtsangriffe kamen 11 Tiere (22,0%) um. In vier Fällen (8,0%) verunglückten die Tiere. 23 Birkhühner (46,0%) gingen an Krankheiten oder Stresssymptomen ein.

##### 3.10.1.2 Wetterbedingte Gelege- und Kükenverluste

Zwischen 1988 und 1993 fanden zehn Bruten in den Auswilderungsvolieren statt (s. Tab. 29). Alle zur Zucht eingesetzten Hennen brüteten. Die Hennen legten insgesamt 67 Eier. Die mittlere Gelegegröße betrug  $6,7 \pm 1,5$  Eier. Aus den 67 Eiern schlüpften 42 Küken. Der Bruterfolg lag somit bei 62,7%.

Tabelle 29: Brutbiologische Daten der Reproduktionszyklen in den Freilandvolieren  
\* Auswilderung zusammen mit 4 adoptierten Küken

Parameter	Jahr																	
	1983		1984		1985		1988			1989			1990		1991		1992	
n Hennen	2		4		3		1			3			1		2		3	
n Gelege	2		2		1		1			3			1		2		3	
Gelegegröße	4	9	8	7	13		7	5	6	5	8			9	9	7	6	5
Eiverluste	4	9	1	0	13		7	1	1	1	5			0	9	0	0	1
Bruterfolg	0	0	7	7	0		0	4	5	4	3			9	0	7	6	4
Kükenverluste	0	0	7	7	0		0	4	4	4	0			9	0	1	2	4
Aufzuchtserfolg	0	0	0	0	0		0	0	1	0	*3			0	0	6	4	0

13 Eier (52,0% v. n = 25) erwiesen sich als unbefruchtet oder die Embryonen waren abgestorben. Zwei Eier (8,0% v. n = 25) wurden von der Henne aus dem Nest geworfen. Ein Ei (4,0% v. n = 25) fiel einem Eichhörnchen zum Opfer. Ein Gelege mit neun Eiern (36,0% v. n = 25) wurde überflutet und von der Henne verlassen.

Von den 42 geschlüpften Küken verklammten 19 Küken (45,2%) beim Schlupf oder kurze Zeit später. Durch Unfälle kamen fünf Küken (11,9%) um (ein Gesperre ging komplett verloren, als die Henne ihre Küken in der Schutzhütte tottrampelte). Bei vier Küken (9,5%) konnte die Todesursache nicht geklärt werden.

Damit konnten nur 14 Küken aufgezogen werden. Der Aufzuchtserfolg betrug 33,3%. Davon gehörten 13 Küken vier Gesperren an, die alle kurz nach dem Schlupf in die Schutzhütte gebracht werden mussten, da, bedingt durch Niederschläge, die Gefahr des Verklammens akut gegeben war.

21 Tiere konnten als Küken ( $n = 8$ ) oder als Juvenile ( $n = 13$ ) ausgelassen werden. In einem Fall adoptierte die Henne eines dreiköpfigen Gesperres vier zugesetzte Küken. In einem anderen Fall konnten aus einem überfluteten Gelege die Eier rechtzeitig entnommen und künstlich ausgebrütet werden. Es konnten drei Küken aufgezogen werden.

Die Chronologie der einzelnen Jahre stellt sich wie folgt dar:

Starker Dauerregen bei sinkenden Temperaturen war für den fast völligen Verlust von zwei zeitgleich Anfang Juli 1989 geschlüpften Gesperren verantwortlich. Nur ein Küken überlebte den ersten Tag, die anderen verklammten. Das gleiche Schicksal teilte das zehn Tage später geschlüpfte Gesperre, welches ebenfalls bei starkem Dauerregen am ersten Lebenstag verklammte (s. Abb. 7).

In eine Schlechtwetterperiode hinein schlüpfte auch das Gesperre im Jahr 1990. Allerdings traten zwischen den Regenschauern längere Pausen ein, so dass die Küken erst am zweiten Tag bei sinkenden Temperaturen vorsorglich die Schutzhütte verbracht wurden. Besonders ungünstig waren die Bedingungen 1991. Andauernder Starkregen und rapide fallende Temperaturen am Schlupftag und dem darauffolgenden Tag waren wiederum für den Verlust des Gesperres verantwortlich. Die Küken verklammten teilweise während des Schlupfvorganges, da sie von der völlig durchnässten Henne nicht mehr wirkungsvoll gehudert werden konnten. Auch die drei Gesperre des Jahres 1992 mussten wegen sinkender Temperaturen und andauernder Niederschläge am ersten, zweiten und vierten Lebenstag vorsorglich in die Schutzhütten verbracht werden.

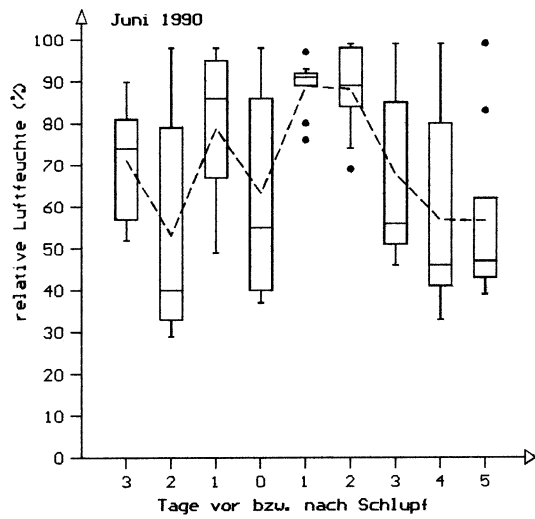
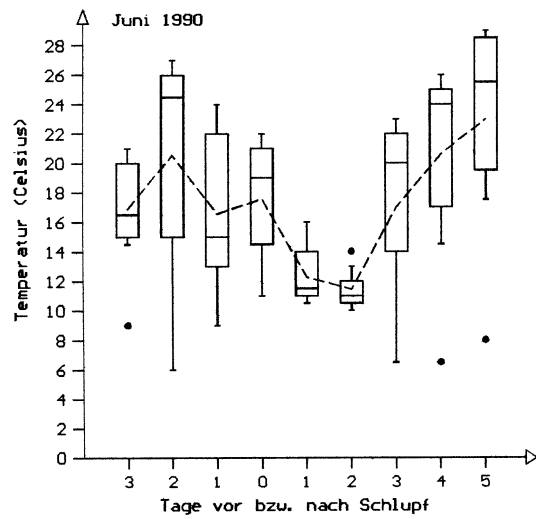
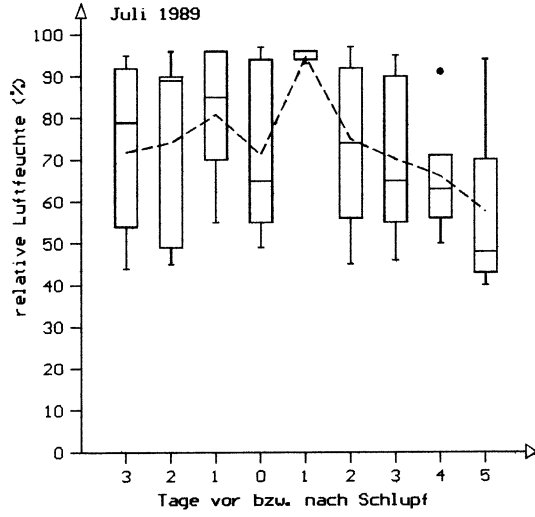
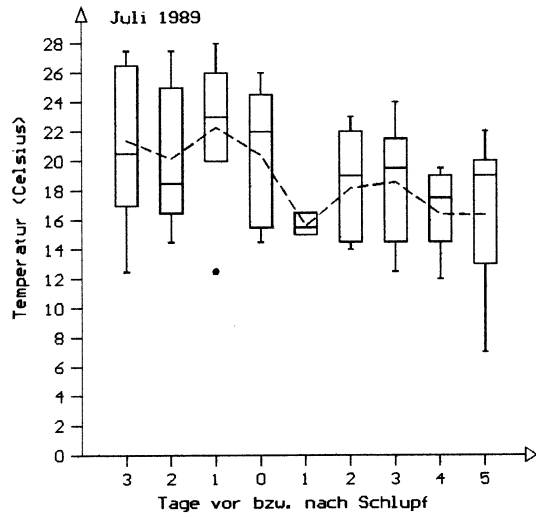
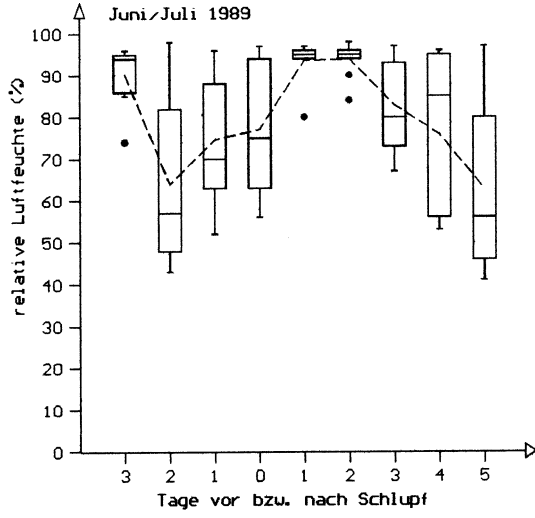
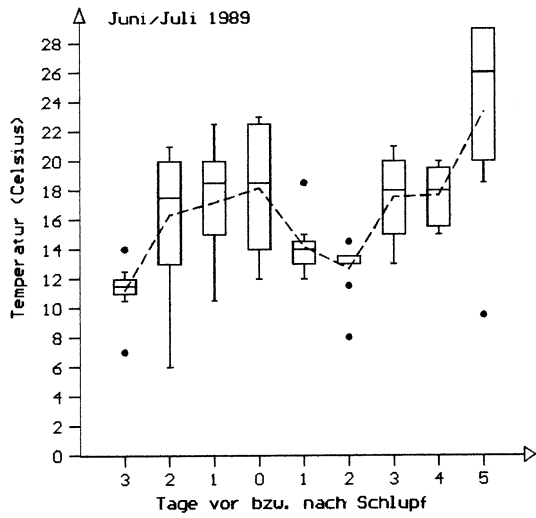
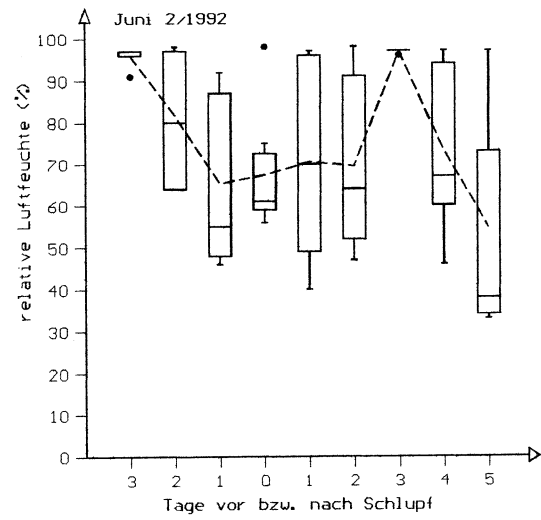
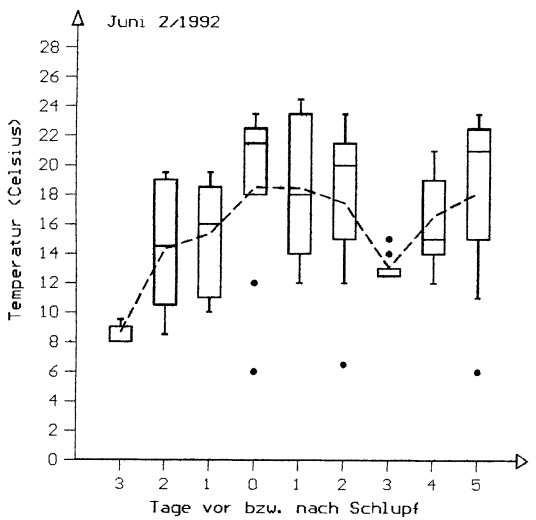
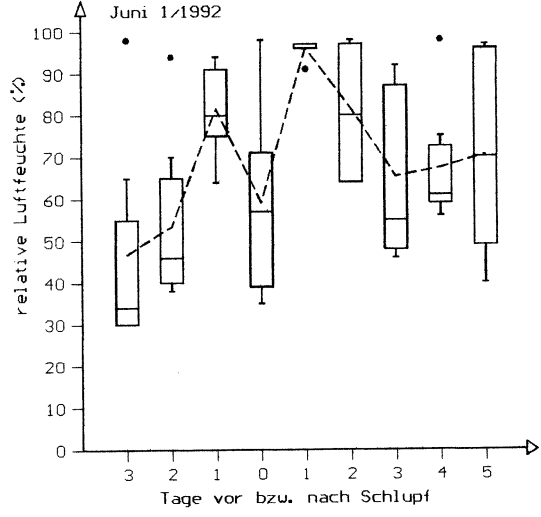
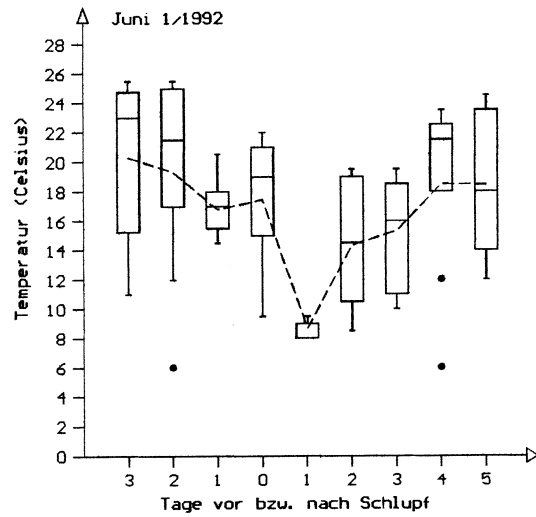
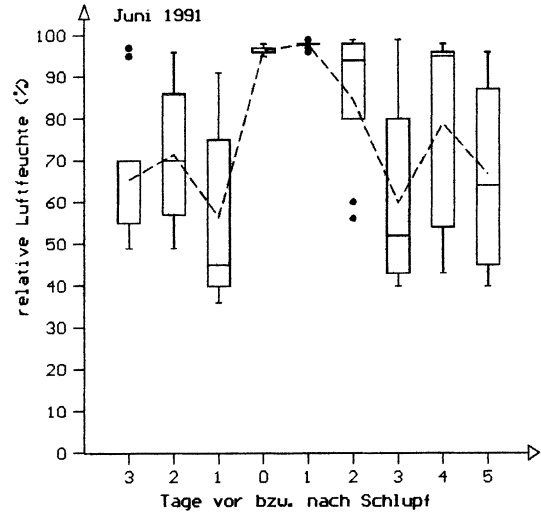
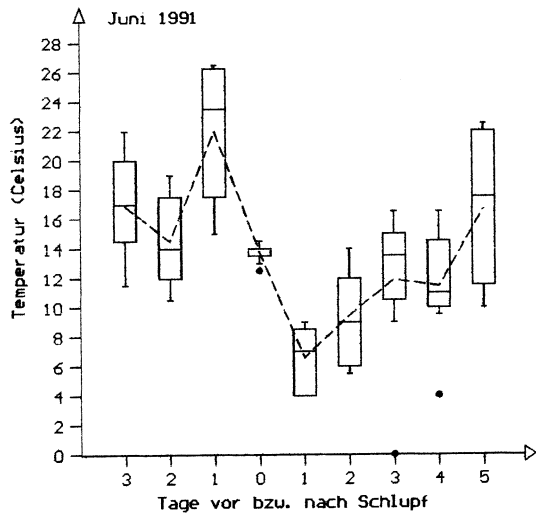


Abbildung 7: Lufttemperatur und relative Luftfeuchte um die Schlupftermine in den Jahren 1989 bis 1992



Fortsetzung Abbildung 7: Lufttemperatur und relative Luftfeuchte um die Schlupftermine in den Jahren 1989 bis 1992



### 3.10.2 Mortalität der Freilandtiere

#### 3.10.2.1 Gesamtverluste

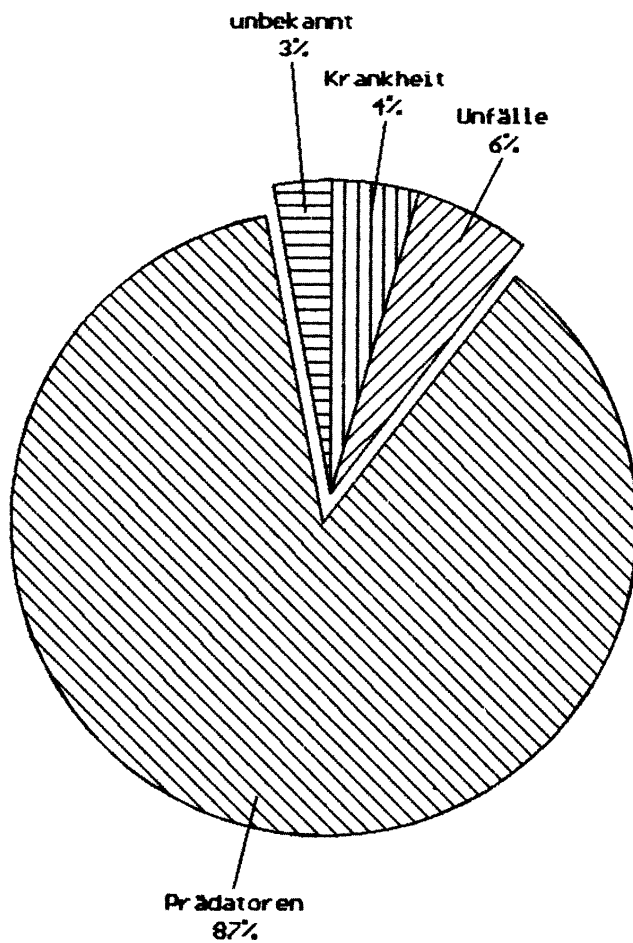


Abbildung 8: Mortalitätsursachen besendeter Birkhühner zwischen 1988 - 1993 (n = 67)

Birkhühnern (20,8% v. n = 448) zugeordnet werden. Danach erbeuteten Prädatoren 78 Birkhühner. An Krankheiten und Unfällen gingen 15 Birkhühner ein. Nur zweimal blieb die Todesursache ungeklärt.

Im Zeitraum zwischen 1988 - 1993 konnten 71 Verluste (35,6% v. n = 199 ausgelassenen Tieren) nachgewiesen werden (s. Abb. 8). In 67 Fällen (72,0% v. n = 93 bes. Tiere<sup>9</sup>) waren besenderte Tiere betroffen. 58 besenderte Birkhühner wurden von Prädatoren erbeutet. Durch Krankheiten (n = 3) und Unfälle (n = 4) kamen sieben besenderte Tiere um. Bei zwei Hennen konnte die Todesursache nicht festgestellt werden. Senderausfälle (n = 14) und Senderfunde (n = 7) sowie verstrichene Birkhühner (n = 3) sind hierbei nicht berücksichtigt. In vier Fällen gelangen Verlustnachweise unbesendeter Birkhühner (3,7% v. n = 108), die entweder verunglückten (n = 2) oder krankheitsbedingt eingingen (n = 2).

Nach Angaben von BAUER et al. (1982, 1983, 1984, 1985, 1988) gelangen zwischen 1982 und 1987 20 Verlustnachweise durch Prädatoren sowie je zwei Verlustnachweise durch Unfälle und Krankheit. Während der gesamten Auswilderungsphase (1978 - 1993) konnten somit die Verluste von 93

<sup>9</sup> einschließlich der beiden Hähne der Herbstausschlachtung 1987

### 3.10.2.2 Mortalitätsverlauf

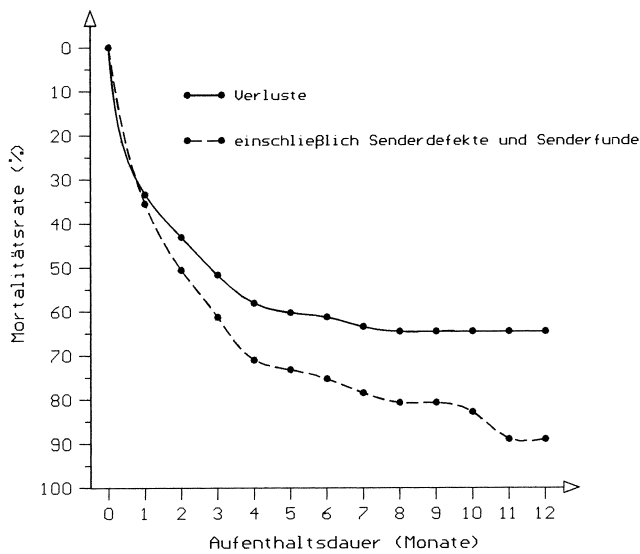


Abbildung 9: Mortalitätsverlauf innerhalb der ersten 12 Monate nach den Auslassungen

Eine Konzentration der Birkhuhnverluste trat nach den jeweiligen Auslassterminen auf. Demzufolge fiel die Mortalitätskurve besonderer Tiere ( $n = 93$ ) in den ersten vier Monaten nach den Auslassungen steil ab (s. Abb. 9).

Im ersten Monat nach den Auslassungen betrug die Mortalitätsrate 0,33, im zweiten und dritten Monat 0,14 bzw. 0,15.

Im vierten Monat wies sie einen Wert von 0,13 auf. In den folgenden Monaten schwankte sie zwischen 0,13 und 0,02. Nach Ablauf der ersten 12 Monate lag sie bei 0,64. Unter Einbeziehung der Senderdefekte und Senderverluste erreichte die Mortalitätsrate 0,84.

### 3.10.2.3 Senderausfälle und Senderfunde

Zwischen 1988 und 1993 fielen 31 mal die Sender aus. In 17 Fällen konnten die Tiere später wieder gefangen und neu besendert werden. Folglich sind über den Verbleib von 14 Tieren keine Aussagen möglich. Insgesamt acht Sender wurden auf der Mooroberfläche liegend aufgefunden, ohne dass weitere Spuren in der näheren Umgebung zu finden waren.

### 3.10.2.4 Unfälle und Krankheiten

Vier besenderte und zwei unbesenderte Birkhühnern kamen durch Unfälle um. Eine Henne ertrank in einer der schmalen Schlitzdrainagen (1988). Eine weitere Henne strangulierte sich, als sich ein Himbeerzweig zwischen Hals und Sender verfang (1988). Ein Hahn verendete aus unbekanntem Grund in der Birkhuhnfalle (1991). Ein weiterer wurde mit schweren Prellungen in einer Ortschaft aufgegriffen, nachdem er vermutlich mit einem Auto kollidiert war (1991). Zwei unbesenderte Tiere wurden ebenfalls Opfer des Straßenverkehrs (1991/92).

Mit Ausnahme des in der Falle verendeten Hahnes verunglückten ausschließlich Tiere, die eine Überlebensdauer im Moor von  $27 \pm 17$  Tagen aufwiesen.

Krankheiten mit Todesfolge wurden bei drei besenderten und zwei unbesenderten Tieren beobachtet. In vier Fällen erkrankten die Tiere mit großer Wahrscheinlichkeit an Kokzidiose. Zwei dieser Tiere konnten völlig erschöpft eingefangen aber nicht mehr gerettet werden. Zwei weitere Tiere konnten nur noch tot aufgefunden werden. Je ein Verlust ereignete sich in den Jahren 1988 und 1992, zwei Krankheitsfälle ereigneten sich 1991. Betroffen waren ausschließlich Hennen, die mit  $13 \pm 9$  Tagen eine geringe Überlebensdauer aufwiesen. Eine Henne wurde 157 Tage nach ihrer Auslassung in gutem konditionellen Zustand inmitten ihres Kernbereiches tot aufgefunden (1989). Laut Befund des tierärztlichen Untersuchungsamtes in Aulendorf waren die Herzvorhöfe erweitert, was auf eine besondere Stresssituation des Tieres schließen lässt.

### **3.10.2.5 Prädatoren**

Zwischen 1988 und 1993 erbeuteten Prädatoren 58 Birkhühner. Ihr Anteil an den Gesamtverlusten (n = 71) betrug 81,7%, bezogen auf Verluste besenderter Tiere (n = 67) 86,6%. Hähne (n = 28) und Hennen (n = 30) wurden in gleichem Maße von Prädatoren erbeutet.

34 (16,18) Birkhühner fielen dem Fuchs zum Opfer, der knapp die Hälfte (47,9%) aller Verluste (n = 71) verursachte. Bei ausschließlicher Betrachtung der Verluste durch Prädatoren war der Fuchs mit 58,6% der Verlustereignisse der erfolgreichste Prädator.

16 (9,7) Birkhühner wurden vom Habicht geschlagen, dessen Anteil an den Gesamtverlusten (n = 71) 22,5% ausmachte. Sein Anteil an Verlusten durch Prädatoren erreichte 27,6%.

Die Überreste von sechs (2,4) Birkhühnern konnten keinem bestimmten Prädator zugeordnet werden. Der Anteil an den Gesamtverlusten (n = 71) betrug in diesem Fall 8,5%, bezogen auf die Verluste durch Prädatoren 10,3%.

Der Marder erbeutete zwei (1,1) Birkhühner. Sein Anteil betrug 2,8% der Gesamtverluste (n = 71) oder 3,4% der von Prädatoren verursachten Verluste.

Zwischen 1982 und 1987 wurden 20 Verluste durch Prädatoren registriert. Acht Birkhühner (40,0%) wurden vom Fuchs erbeutet, neun Birkhühner (45,0%) vom Habicht geschlagen. Zweimal konnte der Prädator nicht identifiziert werden (10,0%). Ein Birkhuhn (5,0%) fiel dem Marder zum Opfer.

Bezogen auf die feststellbaren Verlustursachen (n = 93) des gesamten Auswilderungsprojektes (1978 - 1993) lag der Anteil des Fuchses (n = 42) bei 45,1%, der des Habichts (n = 25) bei 26,9%. In acht Fällen (8,6%) konnten die Verluste keinem bestimmten Prädator zugeordnet werden. Für drei Verluste (3,2%) war der Marder verantwortlich.

Unter den von Prädatoren verursachten Verlusten (n = 78) des gesamten Auswilderungsprojektes (1978 - 1993) dominierte der Fuchs mit einem Anteil von 53,8%, gefolgt vom Habicht mit 32,1%. Verluste durch unbekannte Prädatoren erreichten einen Anteil von 10,3%, der des Marders von 3,8%.

### **3.10.2.6 Gelegeverluste**

Zwischen 1988 und 1993 wurden acht Gelege im Wurzacher Ried gefunden (s. S. 31; Kap. 3.5.3). Eine Henne verließ ihr (Nach)- Gelege aus unbekanntem Grund. Sechs bestätigte Gelege (75%,0) fielen Prädatoren zum Opfer. In je drei Fällen wurden die Gelege von Fuchs und Rabenkrähe geplündert. Zweimal erbeutete der Fuchs dabei auch die brütenden Hennen. Da nur ein Gelege erfolgreich ausgebrütet wurde, betrug die Gelegeverluste 87,5%, die Gelegeprädation (75,0%). Unter Einbeziehung der nicht erfolgreichen, vermuteten Gelege (n = 4) nimmt die Gelegeprädation auf 83,3% zu.

Die Verluste durch Rabenkrähen erfolgten im Mai (n = 2) und Juni (n = 1). Der Fuchs war je einmal im Mai, Juni und Juli erfolgreich.

### 3.10.3 Auswirkungen verschiedener Faktoren auf die Mortalität

#### 3.10.3.1 Auslassjahr

In den einzelnen Jahren variierte einerseits das Ausmaß, andererseits die zeitliche Abfolge der Verlustereignisse nach den Herbstauslassungen. Im folgenden werden besonders ausgelassene oder innerhalb eines Zeitraumes von 20 Wochen nach den Auslassungen gefangene und anschließend besenderte Tiere (n = 68) berücksichtigt. Die Werte für die einzelnen Jahre stellen sich folgend dar:

a) 1988

Im Herbst dieses Jahres wurden 22 Birkhühner ausgelassen. Davon waren 12 Birkhühner besendert. Bis

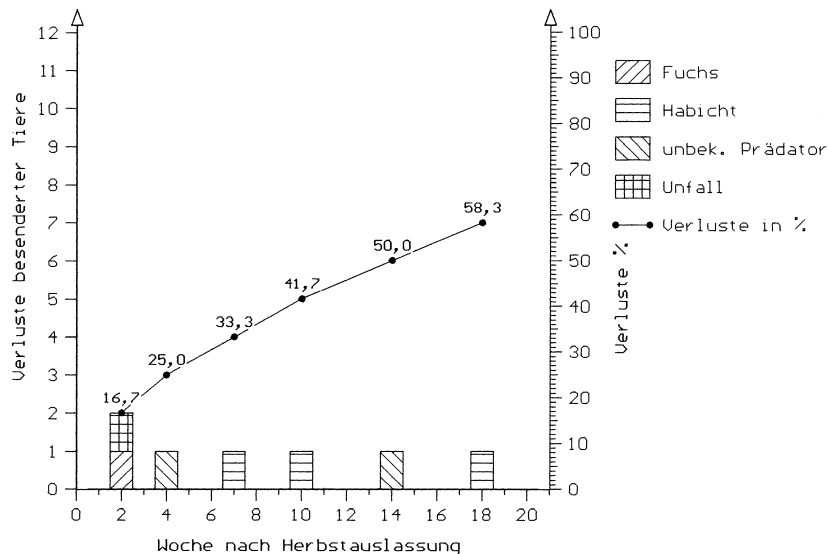


Abbildung 10: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1988

einschließlich der 10. Woche fielen vier Tiere Prädatoren zum Opfer. Innerhalb der ersten 20 Wochen waren es sechs Tiere oder 0,30 Tiere pro Woche, die von Prädatoren erbeutet wurden (s. Abb. 10).

Drei Verluste ereigneten sich innerhalb der ersten sieben Wochen. Bis zur 19. Woche erbeuteten Prädatoren drei weitere Birkhühner. Der Anteil von Prädatoren verursachten Verlusten betrug in diesem Herbst 50% der besendert ausgelassenen Tiere.

Zuzüglich eines Verlustes durch Unfall kamen 58,3% der im Herbst besenderten Birkhühner innerhalb der ersten 20 Wochen um (0,35 Verluste/Woche).

Bezogen auf den gesamten Auswilderungsbesatz errechnet sich ein theoretischer Verlust von weiteren fünf Birkhühnern, so dass 11 Tiere oder 0,55 Tiere/Woche erbeutet wurden.

Unter Einbeziehung des Unfallverlustes erreichten die Gesamtverluste (n = 12) 54,5% der im Herbst 1988 ausgewilderten Birkhühner oder 0,60 Birkhühner /Woche (s. Tab. 30).

## b) 1989

Im Herbst 1989 konnten insgesamt acht von 19 ausgelassenen Birkhühnern besendet werden (s. Abb.

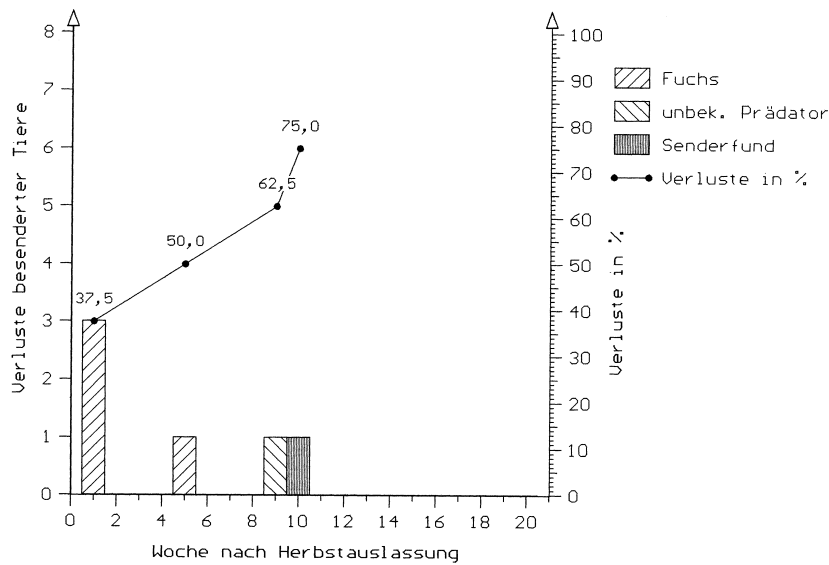


Abbildung 11: Verlustereignisse nach der Herbstausslassung 1989

ersten 20 Wochen nicht. Dieses Jahr war durch eine hohe Mortalität in der ersten Woche nach den Auslassungen gekennzeichnet.

Bezogen auf alle ausgelassenen Birkhühner kann von weiteren acht Verlusten durch Prädatoren (einschließlich Senderfund) ausgegangen werden. Damit könnten 14 Tiere (0,7 Tiere/Woche) die ersten 20 Auslasswochen nicht überlebt haben (s. Tab. 30).

## c) 1990

Aus dem Herbst 1990 liegen Angaben von 14 der 42 ausgelassenen Birkhühnern vor (s. Abb. 12). Inner-

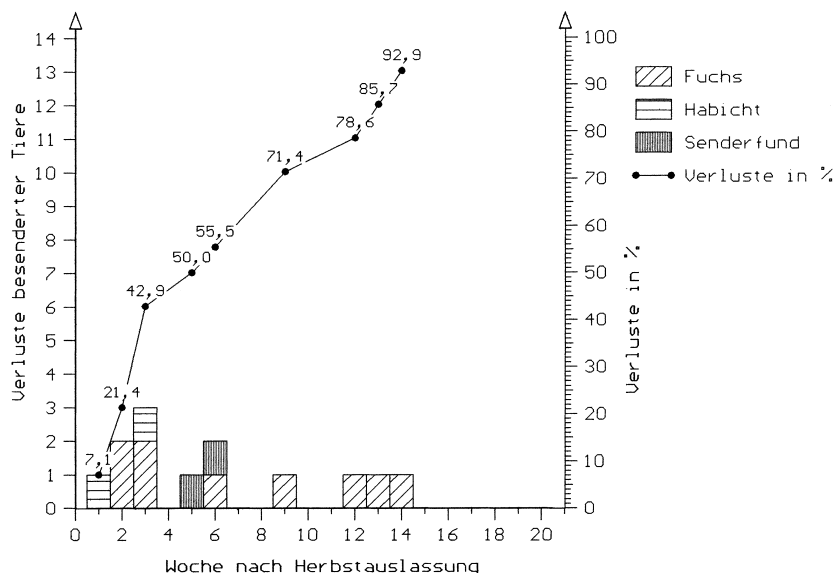


Abbildung 12: Verlustereignisse nach der Herbstausslassung 1990

halb der ersten 10 Wochen wurden acht Birkhühner von Prädatoren erbeutet (57,1%). Bis zur 20. Woche traten drei weitere Verluste durch Prädatoren auf, so dass bis zu diesem Zeitpunkt insgesamt 11 Hühner (58,6%) erbeutet wurden. Einschließlich beider Senderfunde traten neun Verlustereignisse (69,2% v. n = 13) in den ersten sechs Wochen nach den Auslassungen auf. Die übrigen Verluste ereigneten sich bis zur 15. Woche.

11). Alle feststellbaren Verluste traten innerhalb der ersten 10 Wochen nach den Auslassungen auf. Drei Birkhühner wurden bereits in der ersten Woche nach den Auslassungen von Prädatoren erbeutet (27,5%). Bis zur 10. Woche kamen zwei weitere Verluste hinzu (62,5%). Bezogen auf 20 Wochen wurden, wie auch im Herbst 1988, 0,30 Birkhühner pro Woche erbeutet. Einschließlich eines Senderfundes in der 10. Woche überlebten sechs besenderte Birkhühner (75,0%) die

ersten 10 Wochen nach den Auslassungen auf. Drei Birkhühner wurden bereits in der ersten Woche nach den Auslassungen von Prädatoren erbeutet (27,5%). Bis zur 10. Woche kamen zwei weitere Verluste hinzu (62,5%). Bezogen auf 20 Wochen wurden, wie auch im Herbst 1988, 0,30 Birkhühner pro Woche erbeutet. Einschließlich eines Senderfundes in der 10. Woche überlebten sechs besenderte Birkhühner (75,0%) die

ersten 10 Wochen nach den Auslassungen auf. Drei Birkhühner wurden bereits in der ersten Woche nach den Auslassungen von Prädatoren erbeutet (27,5%). Bis zur 10. Woche kamen zwei weitere Verluste hinzu (62,5%). Bezogen auf 20 Wochen wurden, wie auch im Herbst 1988, 0,30 Birkhühner pro Woche erbeutet. Einschließlich eines Senderfundes in der 10. Woche überlebten sechs besenderte Birkhühner (75,0%) die

Unter Berücksichtigung der unbesendert ausgelassenen Tiere könnten sich weitere 26 Verluste addieren, so dass 39 von 42 ausgewilderten Tieren die ersten 20 Auslasswochen nicht überlebten (1,95 Tiere pro Woche).

d) 1991

Im Herbst 1991 wurden 19 von 36 ausgewilderten Tieren besendert. Innerhalb der ersten 10 Wochen tra-

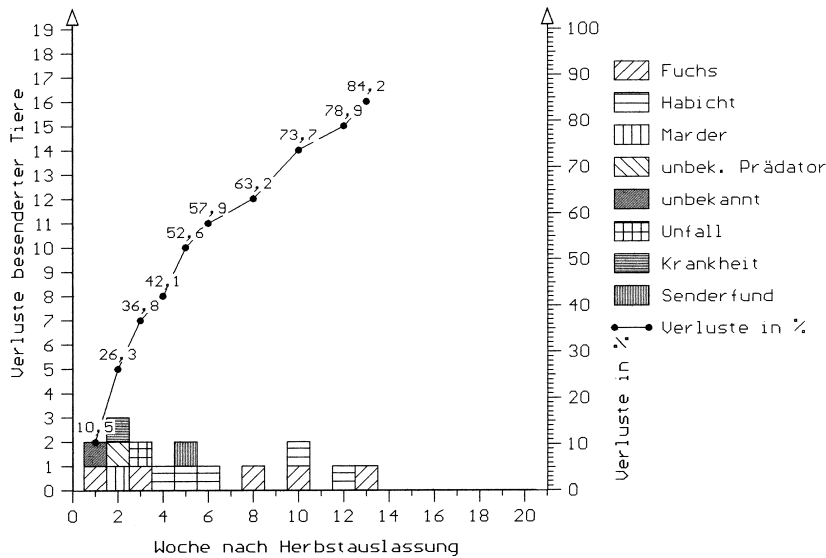


Abbildung 13: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1991

ten 14 Verluste auf, von denen 10 Verluste (52,6%) Prädatoren zugeordnet werden konnten (s. Abb. 13). Bis zur 20. Woche kamen zwei weitere Verluste durch Prädatoren hinzu, so dass mindestens 12 Birkhühner (63,2% v n = 19) erbeutet wurden. Bezogen auf die ersten 20 Wochen wurden 0,60 Tiere/Woche erbeutet. Zuzüglich eines Senderfundes erhöhte sich der Anteil auf 68,4% oder 0,65 Verluste pro Woche (s. Tab. 30).

Zwei weitere Tiere kamen durch Unfall und Krankheit innerhalb der ersten 20 Wochen um. Die Todesursache eines Tieres konnte nicht geklärt werden.

Bezogen auf den gesamten Auslassbestand kann von weiteren 12 prädatorenbedingten Verlusten ausgegangen werden. Damit könnten 25 Tiere dieser Herbstauslassung von Prädatoren erbeutet worden sein (1,25 Tiere/Woche).

e) 1992

Im Herbst 1992 waren 15 von 66 ausgewilderten Birkhühnern besendert. Innerhalb der ersten 10 Wochen

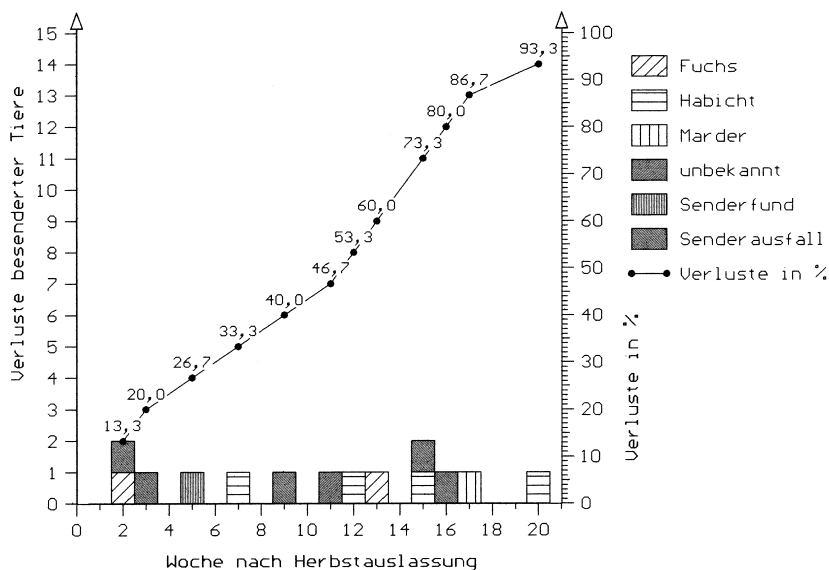


Abbildung 14: Verlustereignisse nach der Herbstauslassung 1992

erfolgten nachweislich nur zwei Verluste durch Prädatoren. Allerdings traten in diesem Zeitraum weitere vier Verluste durch einen Senderfund und drei Senderausfälle auf. (s. Abb. 14). Nach Ablauf der ersten 20 Wochen waren nachweislich weitere fünf Tiere durch Prädatoren erbeutet. Zwei weitere Senderausfälle legten die Erbeutung durch Prädatoren nahe. Damit traten 13 Verlustereignisse (86,7%) innerhalb der

ersten 20 Wochen oder 0,65 Verluste pro Woche auf (s. Tab. 30). Eine Todesursache konnte nicht geklärt werden, so dass insgesamt 14 besenderte Tiere (93,3%) die ersten 20 Wochen nach den Auslassungen nicht überlebten (0,70 Tiere/Woche).

Addiert man die entsprechenden Verluste (n = 44) unbesendeter Tiere hinzu, so könnten in diesem Auslassjahr 57 Birkhühner (2,85 Tiere/Woche) Prädatoren zum Opfer gefallen sein.

#### f) 1988 - 1992

Im Laufe des Untersuchungszeitraumes war ein allmählicher Anstieg von Senderausfällen zu beobachten. Dies lag jedoch weniger an technischen Problemen sondern war eine Folge prädatorenbedingter Ursachen. Unter Einbeziehung der Senderausfälle und -funde variierten die Verluste besendeter Birkhühner durch Prädatoren innerhalb den ersten 20 Wochen nach den Auslassungen zwischen 0,30 - 0,65 Tiere pro Woche (s. Tab.30). Damit war die Verlustquote in den letzten drei Auslassjahren um das Doppelte höher als in den beiden Jahren zuvor.

Tabelle 30: Verlustereignisse nach den Herbstausschlüssen 1988 - 1992 innerhalb der ersten 20 Wochen nur von Beginn an besenderte oder innerhalb der ersten 20 Wochen besenderte Birkhühner berücksichtigt (n = 68)  
\* inclusive Senderausfälle und -funde

Auslassjahr	1988	1989	1990	1991	1992
<b>Versuchstiere</b>					
ausgelassene Birkhühner	22	19	42	36	66
besendert ausgelassen oder innerhalb von 20 Wochen besendert	12	8	14	19	15
<b>Verlustereignisse besendeter Birkhühner mit Beteiligung von Prädatoren</b>					
Prädatorenverluste 1. - 10. Woche	4 (33,3%)	5 (62,5%)	8 (57,1%)	10 (52,6%)	2 (13,3%)
Prädatorenverluste 11. - 21. Woche	2 (16,7%)	-	3 (21,4%)	2 (10,5%)	5 (33,3%)
Senderausfälle 1. - 10. Woche	-	-	-	-	3 (20,0%)
Senderausfälle 11. - 21. Woche	-	-	-	-	2 (13,3%)
Senderfunde innerhalb 1. - 10. Woche	-	1 (12,5%)	2 (14,3%)	1 (5,3%)	1 (6,7%)
Senderfunde innerhalb 11. - 21. Woche	-	-	-	-	-
<b>Übrige Verlustereignisse besendeter Birkhühner</b>					
Unfall	1 (8,3%)	-	-	1 (5,3%)	-
Krankheit	-	-	-	1 (5,3%)	-
Unbekannter Verlust	-	-	-	1 (5,3%)	1 (6,7%)
<b>Gesamtverluste besendeter Birkhühner</b>					
Prädatorenverluste gesamt*	6 (50,0%)	6 (75,0%)	13 (92,9%)	13 (68,4%)	13 (86,7%)
Verluste gesamt	7 (58,3%)	6 (75,0%)	13 (92,9%)	16 (84,2%)	14 (93,3%)
Prädatorenverluste/Woche*	0,30	0,30	0,65	0,65	0,65
Gesamtverluste/Woche	0,35	0,30	0,65	0,80	0,70
<b>Extrapolierte Verlustereignisse aller ausgelassener Birkhühner</b>					
Extrapolierte Prädatorenverluste (n)	11	14	39	25	57
Extrapolierte Gesamtverluste (n)	12	14	39	30	62
Extrapolierte Prädatorenverluste/Woche*	0,55	0,70	1,95	1,25	2,85
Extrapolierte Gesamtverluste/Woche	0,60	0,70	1,95	1,50	3,10

Da sich die Sender nicht negativ auf die Wiederfangraten besendert und unbesendeter Tiere auswirkten (s. S. 25; Kap. 3.3), kann die Erbeutungsrate besendeter Tiere auch als Maßstab der Mortalität unbesendert ausgelassener Birkhühner gelten. Danach stiegen die prädatorenbedingten Verluste von 0,55 Tiere/Woche (1988) um das annähernd fünffache auf 2,85 Tiere/Woche (1992) an.

### 3.10.3.2 Auslassgewicht

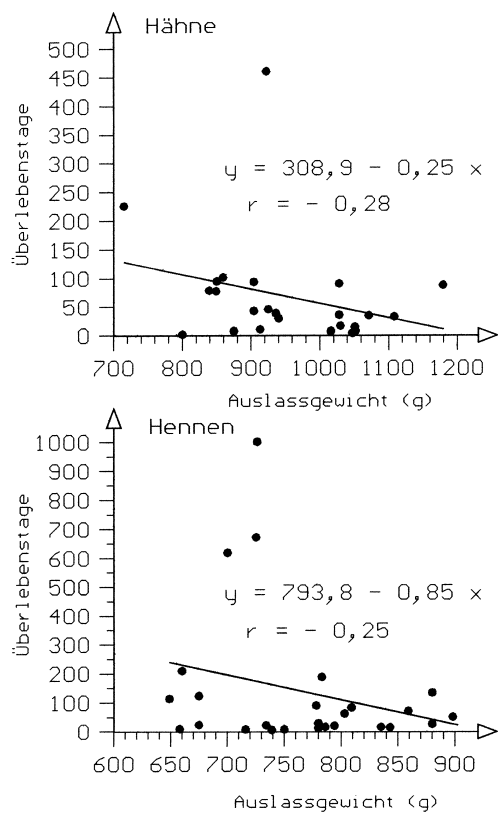


Abbildung 15: Abhängigkeit zwischen Auslassgewicht und Überlebensdauer

Als ein Indiz für den Gesundheitszustand und die Fitness der ausgelassenen Birkhühner kann das Gewicht herangezogen werden. In der folgenden Auswertung wurden nur Gewichtsangaben berücksichtigt, die einen Tag vor den jeweiligen Herbstauslassungen erhoben wurden. Die übrigen in der Voliere ermittelten Angaben blieben unberücksichtigt. Von Hähnen liegen  $n = 24$ , von Hennen  $n = 26$  Messungen vor (s. Abb. 15).

Die Auslassgewichte juveniler Hähne schwankten von 715 g bis 1179 g. Sie wiesen ein Durchschnittsgewicht von  $951 \pm 107$  g auf. Die Gewichte juveniler Hennen variierten zwischen 649 g und 898 g. Im Durchschnitt lagen sie bei  $765 \pm 72$  g.

Beide Geschlechter wiesen keine statistischen Abhängigkeiten zwischen Auslassgewicht und Überlebensdauer auf (Hähne:  $F = 1,9$ ;  $FG = 22$ ;  $p > 0,05$ ; Hennen:  $F = 1,6$ ;  $FG = 24$ ;  $p > 0,05$ ). Folglich kann eine Beurteilung des Konditionszustandes und somit auch der individuellen Fitness nicht über das Auslassgewicht der einzelnen Tiere erfolgen. Die vorliegenden Werte deuten vielmehr auf eine höhere Überlebensdauer bei niedrigeren Gewichtswerten hin.



### 3.10.3.3 Jahresperiodische und jahreszeitliche Prädation

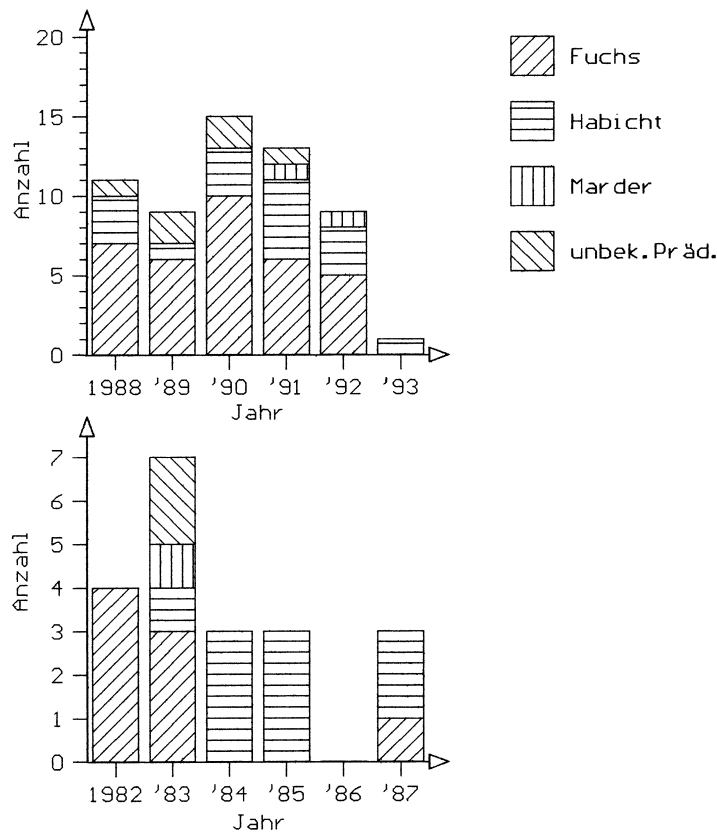


Abbildung 16: Verlustereignisse durch Prädatoren in den Zeiträumen 1988 und 1993 (oben) und 1982 - 1987 (unten)

Die Erbeutungszahlen der beiden Hauptprädatoren Fuchs und Habicht variierten je nach Jahr und Jahreszeit (s. Abb. 16).

Zwischen 1988 - 1993 erbeutete der Fuchs die meisten Birkhühner (s. S. 89; Kap. 3.10.2.5). Mit Ausnahme des Jahres 1991 fielen ihm jährlich die meisten Birkhühner zum Opfer. Dies galt vor allem für die Jahre 1988 - 1990 in denen 23 (65,7% v. n = 35) Birkhuhnverluste dem Fuchs zugeordnet wurden. Die Verluste durch den Fuchs erreichten in 1990 ein Niveau, das eine erfolgreiche Auswilderung gefährdete. In dem Zeitraum davor war ein derartiger Einfluss des Fuchses nicht festzustellen gewesen, da zwischen 1984 und 1987 keine Birkhuhnverluste durch den Fuchs registriert wurden. Im Laufe des gesamten Auswilderungsprojektes nahm die Bedeutung des Fuchses als Prädator des Birkhuhns stetig zu. Sie fand im Jahr 1990

ihren Höhepunkt.

Zwischen 1988 und 1993 erbeutete der Habicht 16 Birkhühner (s. S. 89; Kap. 3.10.2.5). Mit 2,6 erbeuteten Birkhühnern pro Jahr lag dies in einer Größenordnung, die von dem Birkhuhnbestand toleriert werden konnte. Allerdings war ab 1991 eine Zunahme der Verluste durch den Habicht zu verzeichnen. Zwischen 1982 und 1988 erbeutete der Habicht neun Birkhühner. Auffallend war jedoch, dass zwischen 1984 und 1988 mit einer Ausnahme alle von Prädatoren verursachten Verluste dem Habicht zugeordnet werden konnten. Er konnte in diesem Zeitraum als Hauptprädator des Birkhuhns im Wurzacher Ried angesehen werden.

Die Erbeutungszahlen des Habichts folgten jahreszyklischen Tendenzen. Danach konnte alle drei bis vier Jahre mit höheren Verlusten durch den Habicht gerechnet werden. Auch dazwischen war er auch permanent im Moor anzutreffen. Die Dimension der Verluste erreichte jedoch bei weitem nicht die des Fuchses.

Verluste durch nicht zu identifizierende Prädatoren und Marder erreichten im gesamten Auswilderungsprojekt nicht die Bedeutung, um die oben getroffenen Aussagen in Frage zu stellen.

Mit Ausnahme der Monate Februar und März erbeutete der Fuchs ganzjährig Birkhühner (s. Abb. 17). Die Erbeutungsschwerpunkte lagen in den Monaten Oktober, November und Dezember. In diesem Zeitraum

wurden hauptsächlich im Herbst ausgelassene Birkhühner erbeutet. Ein weiterer Schwerpunkt deutete

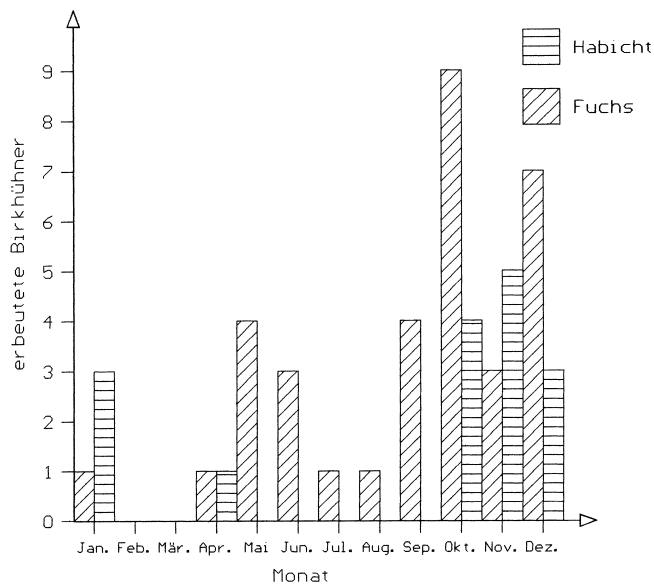


Abbildung 17: Jahresperiodische Erbeutungsschwerpunkte durch Fuchs und Habicht

sich in den Monaten Mai/Juni an, in denen vor allem brütende Hennen gefährdet waren.

Auch die Eingriffe durch den Habicht erfolgten hauptsächlich im Winterhalbjahr, so dass ebenfalls hauptsächlich im Herbst ausgelassene Birkhühner erbeutet wurden. Von Februar bis einschließlich September wurden - mit einer Ausnahme - keine Verluste von Birkhühnern festgestellt. Die höchsten Eingriffe durch den Habicht erfolgten im letzten Jahresviertel, in dem auch die meisten Habichte beobachtet werden konnten (s. S. 105; Kap. 3.11.3). Zunehmende Rupfungsfunde von Birkhühnern waren mit ansteigenden Habichtsbeobachtungen positiv korreliert ( $r = 0,95$ ) und deutlich signifikant (T-Test;  $FG = 3$ ;  $p < 0,05$ ;  $T = 5,3$ ).

### 3.10.4 Etablierungsverhalten nach den Auslassungen

Wie in Kapitel 3.10.3.1 (s. S. 90) beschrieben waren nach den Herbstausslassungen hohe Anfangsverluste zu verzeichnen. Dabei fiel ein Großteil der Birkhühner innerhalb der ersten vier Wochen Prädatoren zum Opfer. Auffallend war, dass, von einer Ausnahme abgesehen, bereits im Moor lebende etablierte oder adulte Birkhühner während dieser Jahreszeit nicht erbeutet wurden (s. S. 98; Kap. 3.10.5).

Unter Berücksichtigung der Verlustereignisse der ersten zehn Wochen ( $n = 33$ ) konnten 23 Verluste (66,6%) in Rastern registriert werden, die von den betreffenden Birkhühnern vorher nicht aufgesucht wurden. Zehn Verluste (30,3%) ereigneten sich in Rastern, in denen sich die betreffenden Tiere vorher mindestens einmal aufgehalten hatten.

Innerhalb der ersten zehn Wochen erbeutete Birkhühner hielten sich in der ersten Woche nach den Auslassungen zu 67,1% ( $n = 4,7$  Raster) in ihnen unbekanntem Rastern auf (s. Tab. 31; Anhang 46). Zwischen der zweiten und siebten Woche wurden sie zwischen 31,4 - 68,5% ( $n = 2,2 - 4,8$ ) in unbekanntem Rastern lokalisiert. Von der siebten bis einschließlich der zehnten Woche waren sie maximal zu 32,8% ( $n = 2,3$ ) in noch nicht aufgesuchten Rastern anzutreffen.

Bis auf einen signifikanten Rückgang in der vierten Woche (T-Test:  $FG = 221$ ;  $T = 2,56$ ) legten die Tiere täglich zwischen  $215 \pm 295$  m und  $433 \pm 801$  m zurück.

Tabelle 31: Etablierungsverhalten neu ausgelassener Birkhühner anhand der Aufenthalte in unbekanntem Rastern (A.u.R. (%)) und tägliche Mobilität (m) von Tieren mit Überlebensdauern von < 70 Tagen und > 70 Tagen

Gruppe	Woche 1	Woche 2	Woche 3	Woche 4	Woche 5	Woche 6	Woche 7	Woche 8	Woche 9	Woche 10
< 70 Tage										
A.u.R. (%)	0,67	0,68	0,53	0,42	0,38	0,43	0,31	0,32	0,31	0,00
Mobilität	221 ± 258	380 ± 562	394 ± 643	215 ± 295	238 ± 333	328 ± 718	433 ± 801	411 ± 506	285 ± 406	383 ± 454
> 70 Tage										
A.u.R. (%)	0,51	0,26	0,42	0,36	0,42	0,36	0,32	0,17	0,25	0,29
Mobilität	154 ± 210	184 ± 232	277 ± 341	325 ± 452	391 ± 1087	414 ± 650	451 ± 742	219 ± 400	322 ± 451	294 ± 415

In der ersten Woche nach den Auslassungen waren Birkhühner, die länger als zehn Wochen überlebten ( $n = 16$ ) zu 51,4% ( $n = 3,6$ ) in ihnen unbekanntem Rastern zu lokalisieren (s. Tab. 31, Anhang 46). In der zweiten Woche suchten sie im Mittel zu 25,7% ( $n = 1,8$ ) unbekannte Raster auf. Zwischen der dritten und achten Woche erkundeten sie zu 32,8 - 42,8% ( $n = 2,3 - 3,0$ ) unbekannte Raster pro Woche. In den letzten drei Wochen waren es maximal zwei Raster.

In den ersten beiden Wochen war die Mobilität gering. Der Mobilitätsanstieg in der dritten Woche war statistisch ebenso zu sichern (T-Test,  $p < 0,05$ ,  $FG = 222$ ;  $T = 2,38$ ), wie der Rückgang in der achten Woche (T-Test:  $FG = 222$ ,  $T = 2,89$ ).

Ab der sechsten Woche nutzten die Birkhühner dieser Gruppe nicht mehr als 2,5 unbekannte Raster pro Woche, obwohl die tägliche Mobilität mit Ausnahme der achten Woche höher als in den ersten fünf Wochen war. Die Wanderungen erfolgten ab diesem Zeitpunkt überwiegend in Rastern, die bereits vorher aufgesucht worden waren.

Über den gesamten Zeitraum wich die Nutzung unbekannter Raster beider Gruppen jedoch nicht voneinander ab (U-Test,  $n_{1,2} = 10$ ;  $10$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 33,5$ ).

Innerhalb der ersten drei Wochen hielt sich die Gruppe der erbeuteten Tiere aber signifikant häufiger in unbekanntem Rastern auf (U-Test,  $n_{1,2} = 3$ ;  $3$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 0$ ). Innerhalb dieser drei Wochen fielen bereits 18 Tiere (54,6% v.  $n = 33$ ) Prädatoren zum Opfer.

Die Mobilität der Gruppe erbeuteter Tiere war in den ersten beiden Wochen signifikant höher (T-Test: 1. Woche:  $FG = 317$ ;  $T = 2,35$ ; 2. Woche:  $FG = 265$ ,  $T = 3,48$ ). In der dritten Woche waren keine Unterschiede zwischen beiden Gruppen zu sichern.

Die Gesamtmobilität der ersten drei Wochen war jedoch bei der Gruppe der erbeuteten Tiere mit  $316 \pm 490$  m signifikant höher als bei nicht erbeuteten Tieren mit  $205 \pm 273$  m (T-Test:  $FG = 820$ ,  $T = 3,75$ ).

Für eine erfolgreiche Etablierung sind nach den vorliegenden Angaben die ersten drei Wochen nach den Auslassungen entscheidend. Zwangsläufig bedingt eine hohe Anfangsmobilität einen häufigeren Aufenthalt in unbekanntem Rastern und damit hohe Verluste. Der Mobilitätsrückgang der Gruppe der später erbeuteten Tiere in der vierten Woche kommt zu spät, da wie oben erwähnt bereits über 50% der Verluste erfolgt waren.

Sieben während der Orientierungsphase ausgelassene Hennen überlebten  $25 \pm 10$  Tage. In den ersten drei Wochen nutzten sie zu 68,5% ( $n = 4,8$ ) unbekannte Raster pro Woche (s. Tab. 32).

Die Nutzung ist gegenüber der Herbstgruppe mit Überlebenszeiten < 70 Tage vergleichbar, da nicht signifikant (U-Test;  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 2$ ). Sie nutzen aber signifikant häufiger unbekannte Raster als die Herbstgruppe mit Überlebenszeiten > 70 Tage (U-Test;  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 0$ ). Dies galt auch für das Mobilitätsverhalten (T-Test; Gruppe < 70 Tage:  $FG = 562$ ,  $T = 0,54$ ; Gruppe > 70 Tage  $FG = 412$ ,  $T = 378$ ). Während der Legephase ausgelassene Hennen überlebten  $40 \pm 35$  Tage (s. Tab. 32). In den ersten

Tabelle 32: Aufenthalt in unbekanntem Raster (A.u.R. (%)) sowie wöchentliche Mobilität (m) nach den Frühjahrs- und Sommerauslassungen

	Woche 1		Woche 2		Woche 3	
	A.u.R (%)	Mobilität (m)	A.u.R (%)	Mobilität (m)	A.u.R (%)	Mobilität (m)
Orientierungsphase	0,64	364 ± 467	0,71	309 ± 292	0,73	375 ± 430
Legephase	0,65	436 ± 822	0,51	197 ± 187	0,29	165 ± 149
Mauser	0,43	123 ± 142	0,21	98 ± 98	0,07	64 ± 28

drei Wochen waren sie zu 48,3% ( $n = 3,4$ ) in ihnen unbekanntem Raster anzutreffen. Damit nutzten sie signifikant weniger unbekanntes Raster, als die Hennen der Orientierungsphase (U-Test:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 0$ ). Das Mobilitätsverhalten war jedoch statis-

tisch nicht zu unterscheiden ( $FG = 129$ ;  $T = 0,77$ )

Vier zur Mauser ausgelassene Hennen überlebten  $226 \pm 207$  Tage. In den ersten drei Wochen nutzten sie 22,8% ( $n = 1,6$ ) unbekanntes Raster pro Woche. Ihre Mobilität betrug  $97 \pm 106$  m (s. Tab. 32).

Die wöchentliche Nutzung unbekannter Raster war gegenüber der Orientierungsphase und der Herbstgruppe mit Überlebenszeiten < 70 Tage signifikant niedriger (Orientierungsphase:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 0$ ; Herbst < 70:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 0$ ). Gegenüber der Legephase und der Herbstgruppe > 70 Tage waren keine Unterschiede zu sichern (U-Test: Legephase:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 1$ ; Herbst > 70:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 2$ ). Allerdings wiesen sie in der Mauser die geringste Mobilität aller Gruppen auf (T-Test: Orientierungsphase:  $FG = 168$ ,  $T = 5,80$ ; Legephase:  $FG = 143$ ,  $T = 3,21$ ; Herbst < 70 Tage:  $FG = 576$ ,  $T = 4,25$ ; Herbst > 70 Tage:  $FG = 426$ ,  $T = 370$ ).

### 3.10.5 Jahreszyklische Mortalität subadulter und adulter Tiere

Je nach Jahreszeit, Verfügbarkeit der Nahrung oder physiologischem Zustand müssen sich die Tiere mehr oder weniger oft frei exponieren, wodurch ihre Erbeutbarkeit erleichtert oder erschwert wird. Zur Ermittlung jahreszyklischer Mortalitätsschwankungen wurden etablierte subadulte (>70 Tage) und adulte Birkhühner herangezogen (s. Abb. 18).

Zwei etablierte, subadulte Hennen wurden im Winter (Dezember, Januar) vom Habicht bzw. Marder erbeutet. Zwei weitere Hennen fielen im April dem Fuchs bzw. einem unbekanntem Prädator zum Opfer. Anfang Mai erbeutete ein Fuchs einen Junghahn, der sich am Rande eines Balzplatzes aufhielt. Adulte Birkhühner wiesen zwei Erbeutungsschwerpunkte im Jahr auf. Der erste lag im Juni/Juli, in denen nur Hennen betroffen waren. In zwei Fällen erbeutete der Fuchs brütende Hennen. Im dritten Fall wurde eine Henne vier Tage nach Verlust ihres Geleges von einem unbekanntem Prädator gerissen. Der zweite Schwerpunkt liegt in den Monaten Oktober ( $n = 1$ ) und Dezember ( $n = 2$ ). Hier waren ausschließlich Hähne betroffen,

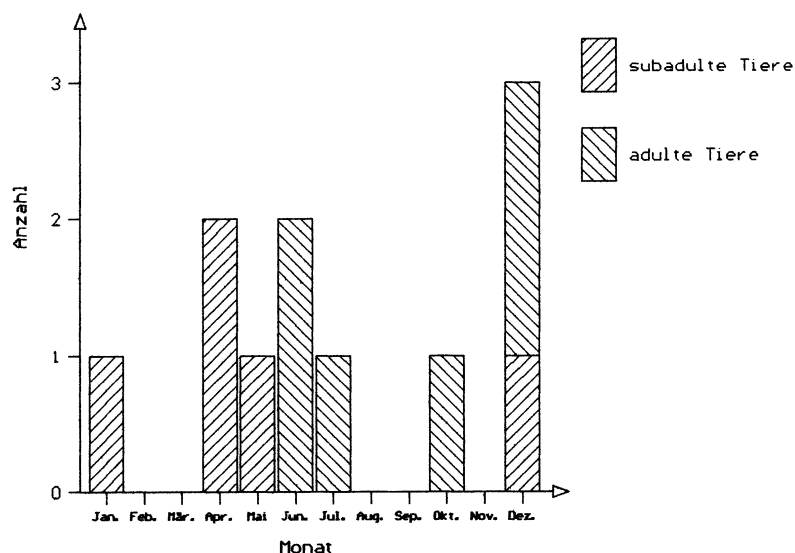


Abbildung 18: Verlustzeitpunkte etablierter, subadulter und adulter Birkhühner zwischen 1988 und 1993

die ein Alter von eineinhalb ( $n = 1$ ) bzw. drei Jahren ( $n = 2$ ) aufwiesen. Zweimal war der Fuchs und einmal ein unbekannter Prädatör für die Verluste verantwortlich.

Eine Häufung von Adultverlusten ergab sich somit in den Brut- und Herbstmonaten, subadulte Tiere waren hauptsächlich zu Beginn und während der Fortpflanzungsphase gefährdet.

### 3.10.6 Überlebenszeiten in Abhängigkeit des Auslasszeitpunktes und des Auslassjahres

Im Schnitt lebten die ausgelassenen besenderten Tiere ( $n = 93$ )  $165,4 \pm 290,1$  Tage. Gesicherte Überlebenszeiten liegen von 67 Birkhühnern vor, die  $128,4 \pm 249,7$  Tage überlebten. Der Kontakt zu weiteren Tieren ( $n = 26$ , einschließlich der zwei bei Projektende noch lebenden Tiere) brach nach  $260,7 \pm 357,4$  Tagen ab. Am kürzesten lebte eine Henne, die bereits am Tag ihrer Auslassung erbeutet wurde. Das älteste Tier wies bei Projektende eine Überlebensdauer von über vier Jahren (1511 Tage) auf.

Nach Mitteilung der Vogelwarte Radolfzell wurde im Januar 1997 eine Birkhenne des Auslassjahrganges 1992 nördlich von Ehingen bei Allmendingen im sechsten Lebensjahr tot aufgefunden.

Den ersten Monat nach den Auslassungen überlebten 36 Tiere (53,7% v.  $n = 67$ ) von denen sichere Verlustnachweise vorliegen. Nach Ablauf des zweiten Monats waren noch 27 Tiere (40,2%) am Leben. Das erste Auslassjahr überstanden sieben Birkhühner (10,4%). Am Ende des zweiten Auslassjahres lebten noch drei (4,4%) Birkhühner. Zu Beginn des vierten Jahres waren noch zwei Hähne (2,9%) am Leben.

Senderausfälle, Senderfunde, Migrationsereignisse und Lebensnachweise am Projektende ermöglichen bei 26 besenderten Tieren nur die Angabe der minimalen Überlebenszeiten. Danach lebten nach Ablauf des ersten Monats noch 24 Tiere (92,3% v.  $n = 26$ ), am Ende des zweiten Monats noch 19 Birkhühner (73,1%). Das zweite Auslassjahr erreichten drei Tiere (11,5%). Im vierten Jahr nach ihrer Auslassung lebten noch zwei Tiere (7,7%). Ein Hahn (3,8%) erreichte das Projektende im fünften Lebensjahr.

Bei Berücksichtigung beider Gruppen lebten nach Ablauf des ersten Auslassmonats noch 60 Tiere (64,5% v.  $n = 93$ ). Zu Beginn des dritten Monats waren noch 46 (49,5%) Tiere am Leben. Am Ende des ersten Auslassjahres lebten noch zehn Birkhühner (10,8%). Das Ende des zweiten Auslassjahres erreichten fünf (5,4%) Tiere. Zu Beginn des vierten Lebensjahres lebten noch vier Birkhühner (4,3%), von denen eine Henne (1,1%) noch im fünften Lebensjahr telemetriert werden konnte.

Die Überlebenszeiten von Hähnen ( $178 \pm 327$  Tage) und Hennen ( $154 \pm 260$ ) wichen statistisch nicht voneinander ab (U-Test;  $p > 0,05$ ). Sie variierten jedoch in Abhängigkeit der Auslasszeitpunkte und der Auslassjahre.

Während der Fortpflanzungsphase 1988 wurden sieben Hennen ausgelassen. Dabei überlebten vier während der Orientierungsphase ausgelassene Tiere  $25 \pm 10$  Tage. Hennen ( $n = 3$ ), die im Laufe der Legephase ausgelassen wurden überlebten  $40 \pm 35$  Tage. Der Unterschied war statistisch nicht zu sichern (U-Test;  $p > 0,05$ ). Zusammen wiesen sie eine durchschnittliche Überlebensdauer von  $33 \pm 24$  Tagen auf.

Ihre im Herbst (September/Oktober) des gleichen Jahres von Beginn an oder zu späteren Zeitpunkten besenderten, ausgelassenen Artgenossen ( $n = 17$ ) lagen mit  $283 \pm 369$  Tagen signifikant über den Überlebenszeiten dieser Frühjahrsauslassung (U-Test:  $n_{1;2} = 7;17$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 19$ ).

Hennen ( $n = 4^{10}$ ), die während der Mauser ausgelassen wurden, überlebten  $226 \pm 207$  Tage. Sie lebten damit signifikant länger als die im Frühjahr ausgelassene Gruppe (U-Test:  $n_{1;2} = 7;4$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 1$ ).

Im September ausgelassene Tiere ( $n = 50$ ) lebten mit  $249 \pm 346$  Tagen signifikant länger, als im Oktober ausgelassene Tiere ( $n = 27$ ) mit  $47 \pm 115$  Tagen (T-Test:  $FG = 75$ ;  $T = 2,9$ ).

Birkhühner der Herbstauslassungen 1988 ( $n = 17$ ) und 1989 ( $n = 12$ ) wiesen Überlebenszeiten (einschließlich Senderausfällen und Senderfunden) von  $283 \pm 369$  bzw.  $386 \pm 489$  Tagen auf. Statistische Unterschiede waren nicht zu sichern (U-Test;  $p > 0,05$ ).

In den folgenden drei Jahren reduzierten sich die Überlebenszeiten auf  $56 \pm 60$  ( $n = 13$ ) bzw.  $74 \pm 117$  Tage ( $n = 19$ ) und  $83 \pm 56$  Tage ( $n = 16$ ). Unterschiede zwischen den letzten drei Jahren waren ebenfalls statistisch nicht zu sichern (U-Test;  $p > 0,05$ ).

Signifikante Unterschiede wurden allerdings zwischen den ersten beiden und den letzten drei Jahren deutlich (T-Test: 1988  $\Leftrightarrow$  1990:  $FG = 28$ ,  $T = 2,1$ ; 1988  $\Leftrightarrow$  1991:  $FG = 34$ ,  $T = 2,3$ ; 1988  $\Leftrightarrow$  1992:  $FG = 31$ ,  $T = 2,1$ ; 1989  $\Leftrightarrow$  1990:  $FG = 23$ ,  $T = 2,4$ ; 1989  $\Leftrightarrow$  1991:  $FG = 29$ ,  $T = 2,6$ ; 1989  $\Leftrightarrow$  1992:  $FG = 26$ ,  $T = 2,4$ ).

### 3.10.7 Zusammenfassung

In den Auswilderungsvolieren traten 24 Verlustereignisse auf, denen 10,8% der zur Auswilderung bestimmten Birkhühner ( $n = 223$ ) zum Opfer fielen. Die häufigsten Verlustursachen waren Krankheiten und Stresssymptome, die 50,0% der Verluste verursachten. In neun Fällen (37,5%) waren Prädatoren und in drei Fällen (12,5%) Unfälle die Verursacher.

Aus 67 Eiern von zehn Gelegen schlüpften 42 Küken, von denen 14 Tiere aus fünf Gesperren ausgelassen werden konnten. Der Schlupferfolg betrug 62,7%, der Aufzuchtserfolg 33,3%. 13 Küken aus vier Gesperren überlebten kurzfristige Schlechtwetterperioden nur durch den Einsatz von Schutzhütten.

<sup>10</sup> Eine nach 8 Tagen verunglückte Henne bleibt unberücksichtigt.

Im Freiland waren Prädatoren der gewichtigste Mortalitätsfaktor (86,6% v. n = 67 Verlusten bes. Tiere). Krankheiten (4,5%), Unfälle (6,0%) und unbekannte Todesursachen (3,0%) spielten eine untergeordnete Rolle. Der Beuteerfolg des Fuchses war mit 58,6% (v. n = 58) deutlich höher als der Habichts mit 27,6% (v. n = 58). Der Einfluss des Fuchses nahm im Laufe des Untersuchungszeitraumes kontinuierlich zu, so dass er ab 1987 den Habicht als Hauptprädatoren ablöste. Der Beuteerfolg des Habichts war in den einzelnen Jahren unterschiedlich und beschränkte sich, im Gegensatz zum Fuchs, hauptsächlich auf das Winterhalbjahr.

Von den acht sicher betätigten Gelegen im Freiland wurden je drei von Rabenkrähen und Füchsen erbeutet. Eine Henne verließ ihr Nest aus unbekanntem Grund, eine Henne brütete erfolgreich. Die Gelegeverluste betragen 87,5%.

Hohe Auslassgewichte konnten nicht positiv mit längeren Überlebensdauern korreliert werden.

Die Mortalitätsrate im ersten Jahr betrug 0,84. Davon traten 50% der Verlustereignisse in den ersten zwei Monaten nach den Auslassungen auf. Die jahreszyklische Mortalität wurde von den Auslassungen überlagert. Dennoch konnte keine zeitliche Übereinstimmung der Verluste neu ausgelassener und adulter Birkhühner festgestellt werden. Auch bei hohen Verlusten neu ausgewilderter Tiere wurden keine subadulten oder adulten Birkhühner erbeutet. Sie kamen folglich mit einem höheren Prädatorendruck zurecht als ihre neu ausgewilderten Artgenossen.

In den ersten drei Wochen nach den Auslassungen ist eine hohe Mobilität mit dem Aufenthalt vieler unbekannter Raster verbunden. Dadurch stieg die Erbeutungsrate mobiler Tiere an. Bereits nach fünf Wochen nimmt die Nutzung unbekannter Raster auch bei hoher Mobilität nicht mehr zu. Spätestens nach zehn Wochen haben sich die Birkhühner in ihrem neuen Lebensraum etabliert. Auslassungen zu Phasen endogen bedingter hoher Mobilität führen nach kurzer Zeit zum Totalausfall der Tiere.

Im Durchschnitt überlebten die Birkhühner  $165,4 \pm 290,1$  Tage. Die Überlebensdauer war sowohl vom Auslasstermin, als auch vom Auslassjahr abhängig. Im Frühjahr ausgelassene Hennen überlebten signifikant kürzer, als im Spätsommer oder im Herbst ausgelassene Tiere. Im Herbst erwies sich der September gegenüber dem Oktober als der geeignetere Auslassmonat, da im September ausgelassene Tiere signifikant länger überlebten.

Die Herbstausschlüsse 1988 und 1989 konnten gegenüber denen der Jahre 1990 - 1992 günstiger beurteilt werden, da die Tiere der ersten beiden Auslassjahrgänge signifikant länger überlebten.

### 3.11 Prädatoren

#### 3.11.1 Jagdstatistik des Fuchses (*Vulpes vulpes*)

Ab dem Jagdjahr 1979/80 liegen aus dem Hegering Bad Wurzach die Erlegungszahlen von Füchsen vor, die ab 1983/84 für das Sommer- und Winterhalbjahr getrennt angegeben werden können (s. Abb.19). Zwischen den Jahren 1979/80 und 1985/86 wurde eine Jahresstrecke von 96 bis 209 Füchse erzielt. Das

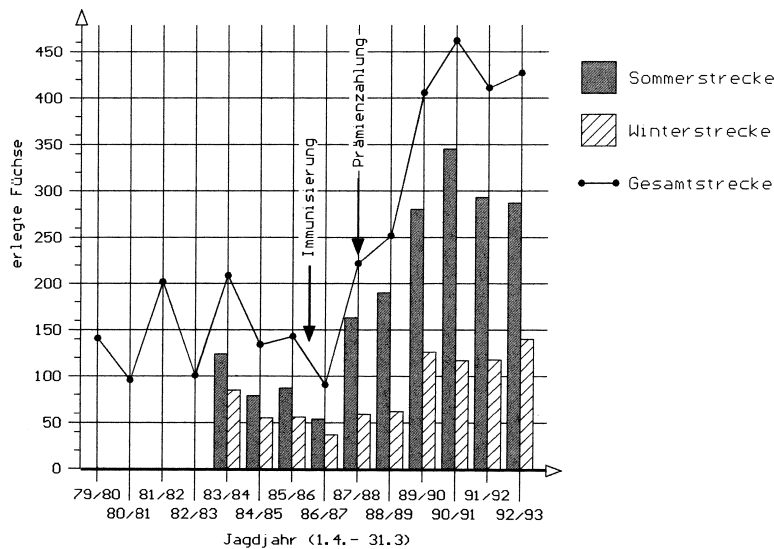


Abbildung 19: Fuchsstrecke des Hegerings Bad Wurzach 1979 - 1993

geringste Ergebnis wurde im Jagdjahr 1986/87 mit 91 erlegten Füchsen erreicht.

Im Folgejahr stieg die Strecke um mehr das Doppelte an ( $n = 222$ ). Bis 1990/91 war ein Anstieg auf das fünffache festzustellen ( $n = 462$ ).

Ab 1989/90 überstiegen die Erlegungszahlen 400 Füchse/Jagdjahr. Im Mittel kamen in den letzten vier Jahren jährlich  $426 \pm 22$  Füchse zur Strecke. Für diese Entwicklung war vor allem die Zunahme der Sommerstrecke verantwortlich, die im Gegensatz zur Winterstrecke ab dem Jagdjahr 1987/88 signifikant anstieg

(U-Test;  $n_{1,2} = 4;6$ ;  $p < 0,01$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 0$ ).

Bezogen auf die Fläche des Hegerings Bad Wurzach (11.945 ha) erhöhte sich die Gesamtstrecke von 0,76 Füchsen/100 ha (1986/87) auf 3,86 Füchse/100 ha (1990/91). Im Durchschnitt wurden ab 1989/90 3,57 Füchse/100 ha erlegt.

#### 3.11.2 Nutzung des Moorkörpers durch den Fuchs

##### 3.11.2.1 Baudichte

Im Wurzacher Ried und seiner unmittelbaren Umgebung wurden 45 Röhrensysteme gefunden und kartiert. 38 Bauanlagen waren in einem gut erhaltenen Zustand, die in neun Fällen vom Dachs (23,7%) und in fünf Fällen (13,2%) vom Fuchs befahren waren. In zwei Bauen (5,3%) kamen Fuchs und Dachs gemeinsam vor. Die damalige aktuelle Nutzung der gut erhaltenen Baue betrug 42,2%. Sieben Röhrensysteme machten einen verfallenen und länger nicht mehr genutzten Eindruck.

Vier Baue lagen mehr als 1000 m vom Moorrاند entfernt. 15 Baue waren innerhalb eines Radius von 1000 m um das Wurzacher Ried herum angelegt. 12 Baue waren in den das Moor umgebenden Wäldern und 15 Baue im Moorkörper gegraben.

Nach der Moorkarte Baden - Württemberg (GÖTTLICH, 1968) lagen insgesamt 22 Bauanlagen im Mooruntergrund, davon zehn in Hochmoor- und zwölf in Niedermoorbereichen. Die im Moorkörper liegenden Baue hatten  $3,8 \pm 3,2$  Röhren und unterschieden sich nicht signifikant von den 23 in mineralischem Boden



angelegten Bauen (T-Test: FG = 43; T = 1,08). Letztere wiesen mit  $2,8 \pm 2,7$  die geringere Röhrenzahl auf.

14 Baue (31%) bestanden aus einer Röhre, 12 Baue (27%) hatten zwei Röhren, sechs Baue (14%) drei Röhren und ein Bau (2%) wies vier Röhren auf (2%). Zehn Baue (22%) hatten fünf bis zehn Röhren, bei zwei Bauen (4%) wurden 12 bzw. 15 Röhren festgestellt.

Die Bauanlagen konzentrieren sich westlich der Bundesstraße B 465, wo 33 Baue kartiert wurden. Östlich der B 465 wurden 12 Baue festgestellt. Die Baudichte innerhalb der damaligen Naturschutzgebietsgrenzen betrug im Westteil (950 ha) ein Bau/53 ha ( $n = 18$ ), im Ostteil (630 ha) ein Bau/158 ha ( $n = 4$ ). Die Baudichte war somit im Westteil um den Faktor 2,9 höher als im Ostteil.

Die Baue in Moorlagen waren an Abbruchrändern ehemaliger Torfstiche ( $n = 9$ ), in aufgeschütteten Torfwällen ( $n = 3$ ) in trockengefallenen und mit Fichten bewachsenen Abtorfungsflächen ( $n = 7$ ) sowie an den Rändern von Entwässerungsgräben ( $n = 3$ ) gegraben.

### 3.11.2.2 *Relative Dichte des Fuchses im Moorkörper im Winter*

In den Wintermonaten 1990/91 sowie 1991/92 wurden die Transekte sechsmal begangen. Im Winter 1990/91 waren im Februar 1991 vier, im darauffolgenden Winter im Januar und Februar je eine Aufnahme möglich. Im Winter 1992/93 ließ die Schneelage keine Transektaufnahme zu (s. S. 18; Kap. 2.13).

Die Transekte Tr. 2; 3; 5 waren bei jeder Begehung (100%), die Transekte 1; 4 fünfmal (83,3%) zuvor von Füchsen überquert worden (s. Tab. 33).

Tabelle 33: Relative Fuchsdichte im Moorkörper während der Wintermonate

	Tr.1	Tr.3	Tr.5	Tr.2	Tr.4
Spuren gesamt	12	41	63	14	7
Spuren/Aufnahme	2,0	6,8	10,5	2,3	1,1
Pässe gesamt	0	2	20	0	0
Pässe/Aufnahme	0	0,3	3,3	0	0
Spur- Passdichte pro m	750	209	108	239	423
Querung (%)	83,3	100,0	100,0	100,0	83,3
Querung in urspr. Hochmoorflächen	8	37	52	14	-
Querung in Abtorfungsflächen	4	6	31	-	8

Die Spurdichte auf den Haupttransekten nahm zwischen Tr. 5 und Tr. 3 um den Faktor 1,5 und zwischen Tr. 3 und Tr. 1 um den Faktor 3,4 ab, so dass sich eine signifikante Abnahme der Spur- und Passdichte von außen nach innen (Tr. 5 > Tr. 3 > Tr.1) abzeichnete (U-Test,  $p < 0,01$  Tr. 5  $\Leftrightarrow$  Tr. 1;  $n_{1,2} = 6;6$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 0$ ; Tr. 5  $\Leftrightarrow$  Tr. 3;  $n_{1,2} = 6;6$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 5,5$ ; Tr. 3  $\Leftrightarrow$  Tr. 1;  $n_{1,2} = 6;6$ ;  $U_{min}(U_1U_2) = 4$ ).

Zwischen Tr. 5 und Tr. 1 betrug der Faktor 5,3, d.h. im Moorinnern war die relative Fuchsdichte ca. fünfmal geringer als direkt am Moorrand. Durchschnittlich traf man im Moorinnern alle 750 m, auf Tr. 3 alle 209 m und am Moorrand alle 108 m auf eine Fuchsspur oder einen Fuchspass.

Die Unterschiede in der Frequentierung des Tr. 1 und den beiden anderen dürfte noch deutlicher ausfallen, da die auf den Pässen verlaufenden Spuren nicht quantifiziert und auf Tr. 1 keine Pässe festgestellt wurden.

Zu 100% bzw. zu 83% wurden die Transekte Tr. 2 bzw. Tr. 4 frequentiert. Pässe wurden jedoch auf diesen beiden Transekten nicht festgestellt.

Die innerhalb des Moores liegenden Transekte 1 und 3 verliefen durch unterschiedliche Degenerationsstadien und durchschnitteten im ursprünglichen Hochmoor mehrere Strukturtypen. Die von den Transekten berührten Abtorfungsflächen wiesen eine homogene Strukturierung auf (Strukturtyp Nr. 7). Die Abtorfungs-

Tabelle 34: Moor- und strukturtypbezogene Nutzungspräferenzen des Fuchses auf Transekt 1

Moobereich/ Strukturtyp	Länge (m)	Pex	Spuren/ Pässe	Pob	Konfidenzintervalle $z = 2,57$ für $\alpha = 0,05$
Abtorfungsflächen	450	0,300	4	0,333	$-0,017 \leq p \leq 0,683$
urspr. Hochmoor	1050	0,700	8	0,666	$0,316 \leq p \leq 1,015$
freies Hochmoor (Nr. 4)	650	0,619	6	0,750	$0,357 \leq p \leq 1,143$
locker strukturiert (Nr. 3)	400	0,380	2	0,250	$-0,143 \leq p \leq 0,643$

4). Auf Tr. 3 waren hingegen signifikante Unterschiede in der Nutzung zwischen Abtorfungsbereichen und ursprünglichen Hochmoorbereichen zu erkennen (s. Tab. 35). Abtorfungsbereiche wurden hier negativ selektiert, ursprüngliche Hochmoorflächen bevorzugt. Auf ursprünglichen Hochmoor-

Tabelle 35: Moor- und strukturtypbezogene Nutzungspräferenzen des Fuchses auf Transekt 3

Moobereich/ Strukturtyp	Länge (m)	Pex	Spuren/ Pässe	Pob	Konfidenzintervalle $z = 2,57$ für $\alpha = 0,05$
Abtorfungsflächen	430	0,286	6	0,133	$0,003 \leq p \leq 0,275$
urspr. Hochmoor	1070	0,714	37	0,860	$0,724 \leq p \leq 0,996$
freies Hochmoor (Nr. 4)	530	0,496	18	0,486	$0,255 \leq p \leq 0,716$
locker strukturiert (Nr. 3)	440	0,411	18	0,486	$0,255 \leq p \leq 0,716$
stark strukturiert (Nr. 2)	100	0,093	1	0,027	$-0,047 \leq p \leq 0,100$

und ursprünglichen Hochmoorflächen des Tr.1 wurden ihrem Angebot entsprechend genutzt (s. Tab. 34). Dies galt auch für die beiden Strukturtypen im ursprünglichen Hochmoor (Nr. 3, Nr. 4). Auf Tr. 3 waren hingegen signifikante Unterschiede in der Nutzung zwischen Abtorfungsbereichen und ursprünglichen Hochmoorbereichen zu erkennen (s. Tab. 35). Abtorfungsbereiche wurden hier negativ selektiert, ursprüngliche Hochmoorflächen bevorzugt. Auf ursprünglichen Hochmoorflächen werden alle drei vorkommenden Strukturtypen ihrem Angebot entsprechend genutzt.

### 3.11.2.3 Relative Dichte des Fuchses im Moorkörper zur Brutzeit

Die Kleinluderplätze (Lu.) waren in den Jahren 1991 und 1992 von Ende April bis Ende Mai 1991 beködert. 1991 wurden  $n = 11$ , 1992  $n = 18$  Begehungen durchgeführt. Im Mittel wurde alle  $2,5 \pm 1,0$  Tage kontrolliert.

In beiden Jahren wies der 1100 m vom Moorrand entfernt liegende Lu. 1 mit 51,7% die höchste Nutzung durch den Fuchs auf (s. Tab. 36). In 1991 waren bei neun von elf Begehungen (81,8%) die Köder vom Fuchs gefressen, im folgenden Jahr war bei 33,3% der Kontrollen die Köder verschwunden.

Der 550 m Meter vom Moorrand entfernt liegende Lu. 2 wurde 1991 häufiger (54,5%) als 1992 (27,8%) vom Fuchs aufgesucht.

Der am Moorrand liegende Lu. 3 wurde 1991 nur einmal vom Fuchs aufgesucht (9,1%), im Folgejahr war der Köder viermal (16,7%) vom Fuchs gefressen.

Tabelle 36: Relative Fuchsdichte im Moorkörper während der Frühjahrsmonate

	1991			1992			Gesamt		
	Nutzung (n)	Nutzung (%)	Nutzungs- intervall (T)	Nutzung (n)	Nutzung (%)	Nutzungs- intervall (T)	Nutzung (n)	Nutzung (%)	Nutzungs- intervall (T)
Lu.1	9	81,8	3,3	6	33,3	6,6	15	51,7	4,6
Lu.2	6	54,5	5,0	5	27,8	8,0	11	37,9	6,3
Lu.3	1	9,1	30,0	3	16,7	13,3	4	13,8	17,5

Bezogen auf die Untersuchungstage (1991: 30 Tage; 1992: 40 Tage) war am Lu. 1 eine Halbierung der Nutzung von 3,3 Tagen (1991) auf 6,6 Tage (1992) festzustellen. In beiden Jahren wurde dieser Luderplatz durchschnittlich alle 4,7 Tage vom Fuchs aufgesucht.

1991 wurde Lu. 2 alle 5,0 Tage, 1992 alle 8,0 Tage besucht. Im Durchschnitt nahm der Fuchs alle 6,4 Tage den dort liegenden Köder auf.

Am Lu. 3 war 1992 eine mehr als doppelt so hohe Nutzung (13,3 Tage), als 1991 (30,0 Tage) zu beobachten. Im Schnitt wurde dieser Luderplatz alle 17,5 Tage vom Fuchs kontrolliert. Das Nutzungsintervall lag um den Faktor 2,7 und 3,7 niedriger als bei Lu. 2 bzw. Lu. 1.

### 3.11.3 Nutzung des Moorkörpers durch den Habicht (*Accipiter gentilis*)

Von 1988 bis Ende 1992 wurden 121 Habichtsbeobachtungen im Wurzacher Ried notiert. 1988 (n = 19)

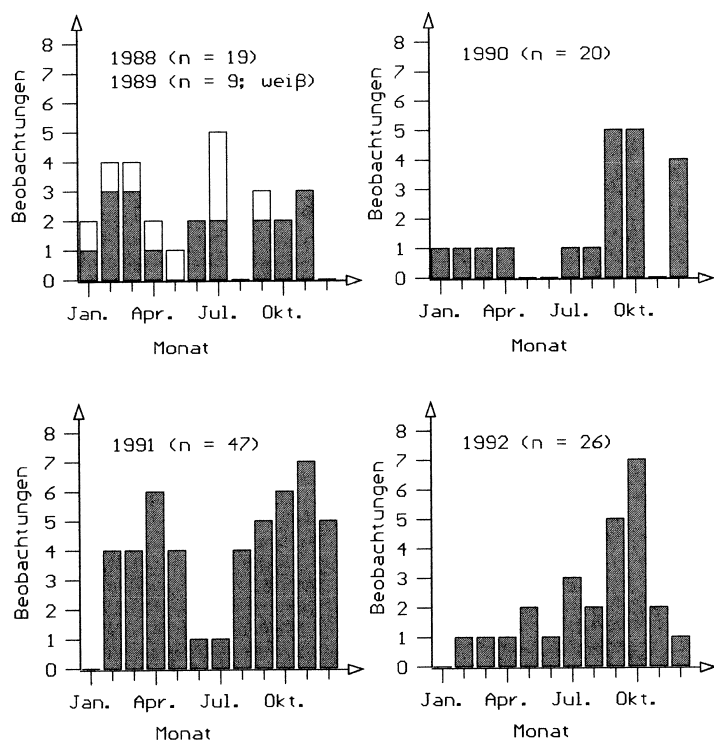


Abbildung 20: Habichtsbeobachtungen im Wurzacher Ried zwischen 1988 und Ende 1992

und 1989 (n = 9) konnten 28 mal Habichte beobachtet werden. In den folgenden beiden Jahren lagen die Beobachtungszahlen zwischen n = 20 (1990) und n = 47 (1991). 1992 wurden 26 Beobachtungen gezählt (s. Abb. 20). Bezogen auf den gesamten Zeitraum wurden von Januar bis Juli 44 Beobachtungen (36,4%) gezählt.

Von Juli bis einschließlich Dezember lagen 77 Habichtsbeobachtungen (63,6%) vor. Der Unterschied zwischen beiden Jahreshälften war nicht signifikant (U-Test:  $n_{1,2} = 8,8$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 15,5$ ).

In den Jahren 1988 und 1989 verteilten sie sich nahezu gleichmäßig über das gesamte Jahr (1. Jahreshälfte n = 15; 2. Jahreshälfte: n = 13). An den Volieren und innerhalb eines Umkreises von 100 m wurden

32 mal Habichte gezählt. 25 Sichtbeobachtungen (78,1%) wurden registriert als sich Birkhühner in den Volieren befanden.

Tabelle 37: Saisonale Habichtsbeobachtungen im Wurzacher Ried

Jahr	1. Quartal	2. Quartal	3. Quartal	4. Quartal
1988	7	3	4	5
1989	3	2	4	-
1990	3	1	7	9
1991	8	11	10	18
1992	2	4	10	10
gesamt	23	21	35	42

11 Beobachtungen (34,3%) wurden in der ersten Jahreshälfte, 21 Beobachtungen (65,7%) in der zweiten Jahreshälfte notiert. Der Differenz war statistisch nicht zu sichern (U-Test:  $n_{1,2} = 5,5$ ;  $U_{min}(U_1, U_2) = 6$ ).

In dem Zeitraum zwischen 1990 und 1993 erfolgten  $n = 19$  Beobachtungen. Davon wurden in der zweiten Jahreshälfte  $n = 16$  (84,2%) Beobachtungen registriert. Dies bedeutete einen signifikanten Anstieg gegenüber der ersten Jahreshälfte (U-Test:  $n_{1,2} = 3;3$ ;  $U_{\min}(U_1, U_2) = 0$ ). 1988 und 1989 erfolgten fünf von 13 Beobachtungen in der zweiten Jahreshälfte.

Insgesamt wurden direkt an den Volieren 17 Alt- und 15 Junghabichte gezählt. Davon wurden zwischen 1990 und 1992 allein 9 Alt- und 11 Junghabichte (62,5%) beobachtet.

## 4 Diskussion

### 4.1 Methode

#### Zucht und Auswilderung

Die Zucht von Birkhühnern bereitet heute bei konsequenter Einhaltung gewisser Regeln (Hygiene, Nahrung, Krankheitsprophylaxe) keine größeren Probleme mehr, so dass genügend Tiere aus Nachzuchten bezogen werden können (ASCHENBRENNER, 1985; SODEIKAT, 1985b). Aufgrund der Bestandesentwicklung der hiesigen Populationen, gehen die Zuchtstämme in Deutschland überwiegend auf skandinavische Importe zurück (KLAUS et al., 1990). Dieser Umstand macht allerdings bei Wiedereinbürgerungen eine Berücksichtigung der verschiedenen Ökotypen unmöglich. Zwar findet sich, mit Ausnahme Großbritanniens, in Europa nur eine Unterart des Birkhuhns, die sich jedoch in mindestens drei Ökotypen gliedert (SCHERZINGER, 1980). Vergleiche zwischen Populationen alpiner, norddeutscher, holländischer und fennoskandischer Herkunft ergaben Unterschiede in Tagesrhythmik, Gewichtsentwicklung, Gefiederfärbung, Eiergröße und Reproduktionserfolg (MARTI, 1988, NIEWOLD et al., 1987). Dennoch ist der heutige Wissensstand bezüglich genetischer Fixierung unterschiedlicher Ökotypen noch zu gering, um mögliche Auswirkungen bei Wiedereinbürgerungsprojekten beurteilen zu können (vgl. SCHREIBER et al., 1998).

Neben der Herkunft der Elterntiere können durch die Volierenhaltung eine Reihe weiterer Probleme auftreten (vgl. KLAUS et al., 1990). Diese können sich in Inzuchtdepressionen, in veränderten Selektionsbedingungen, in abweichenden Prägungs- und Habitationsvorgängen, in einer nicht artgemäßen Entwicklung durch die reizarme Aufzuchtsumgebung oder mangelhafter Ausprägung der paarigen Blinddärme durch rohfasernarmes Futter äußern. Hieraus resultieren Forderungen, die primär das Führen von Zuchtbüchern, menschenferne, natürliche Brut- und Aufzuchtbedingungen in naturnah gestalteten Volieren oder in Freilandvolieren sowie die Verabreichung einer natürlichen, rohfaserreichen Nahrung beinhalten. Nur wenn diese Bedingungen erfüllt werden, sollten die Nachkommen für Wiedereinbürgerungen verwendet werden, auch wenn Brut und Aufzucht zeitintensiv und teuer sind (ASCHENBRENNER, 1985; BERGMANN et al., 1988; CLEMENS et al., 1988; GREMELS, 1988; HATLAPA, 1988; KLAUS et al., 1990, KLAUS, 1998; MILONOFF et al., 1991; NIEWOLD et al., 1987; SCHERZINGER, 1981; SODEIKAT, 1987, 1988a; TSCHIRCH, 1993).

Trotz möglicher Nachteile ist die Haltung und Zucht in Volieren ohne Alternative (KLAUS, 1998; TSCHIRCH, 1993, 1994). Bereits 1899 erwähnt FINKENSTEIN (1899) Auswilderungsvolieren als Methode zur Birkhuhnauswilderung, die in den 1980er Jahren wieder aufgegriffen wurde (SPITTLER, 1985). Zwar versuchten BEICHLE (1988b) und ROESE (1982) Auslassungen über kleine Übernachtungskisten. Die Überlebensdauer von aus Volieren ausgelassenen Tieren war aber deutlich höher (SODEIKAT, 1988a). Die Wahl der Auswilderungsmethodik scheint für eine erfolgreiche Ansiedlung von ausschlaggebender Bedeutung zu sein. Auch bieten Volieren den Jungtieren noch die Möglichkeit arttypische Verhaltensweisen einzuüben (CLEMENS et al., 1988) und verhindern ein rasches Verstreichen der neu ausgelassenen Tiere (SODEIKAT, 1985b; VAUK et al., 1985). Die Vorteile der Großvolieren, sei es zur Brut und Aufzucht oder zur Auswilderung überwiegen damit bei weitem die Nachteile, die durch den Verlust einzelner Tiere in den Volieren entstehen.

Neben den genannten Forderungen an die Zucht sind bei Auswilderungsprojekten noch einige weitere Punkte zu beachten, die in einigen Positionspapieren festgehalten sind (Manifest zur Wiedereinbürgerung von Tieren (ANL/BFANL, 1982; Kolloquium in Augsburg am 9. Dezember 1981; Wiederansiedlung gefährdeter Tierarten, Naturschutzbund Deutschland; BOITANI, 1977; IUCN - Position Statement vom 4. September 1987; Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere; WWF, 1980). Danach sollten die Rückgangsursachen weitgehend bekannt und beseitigt sein und die Biotopausstattung des Aussetzungsgebietes muss den Habitatansprüchen der Art genügen. Auch darf die Wiedereinbürgerung nicht auf Kosten anderer Arten erfolgen. Zuletzt müssen die Aussetzungsmaßnahmen wissenschaftlich dokumentiert werden.

Eine Grundbedingung vor der Wiedereinbürgerung ist sicherlich die Beseitigung der Rückgangsursachen. Prinzipiell sind sie bei Angehörigen höherer Trophiestufen leichter einzugrenzen, als bei Tieren niedriger Trophiestufen. So sind die Rückgangsursachen des Wolfes (*Lupus lupus*) in Mitteleuropa sowie des Luchses (*Lynx lynx*) in Baden - Württemberg hinlänglich bekannt (ZIMEN, 1980, THOR et al., 1992).

Auch für das Birkhuhn können globale Rückgangsursachen definiert werden. Dennoch liegen für diese Tierart keine ausreichenden bzw. sich widersprechende Erkenntnisse über die Bedeutung der einzelnen Faktoren auf regionaler oder gar lokaler Ebene vor. Wenn fundierte Untersuchungen während der Rückgangphase fehlen, kann in vielen Fällen über die Rückgangsursachen nur spekuliert werden. So änderte sich beispielsweise nach dem Aussterben des Birkhuhns in Baden - Württemberg der Katalog der diskutierten Rückgangsursachen (HÖLZINGER, 1975, 1980a, 1987b).

Bei diffusem Wissensstand ist es vor einer Auslassung allenfalls möglich, regional wirksame Rückgangsursachen auf Verdacht zu benennen und zu beseitigen. Effektiver ist es die Wirkungen der einzelnen Faktoren im nachhinein am lebenden Objekt zu beobachten und sie dann gezielt zu beeinflussen. Durch die Dokumentation der Populationsentwicklung einer ausgewilderten Indikatorart können dann die Auswirkungen der durchgeführten Schutzmaßnahmen, die das gesamte Ökosystem betreffen müssen, überprüft und gegebenenfalls verbessert werden. Aufgrund seiner breiten ökologischen Potenz und seiner hohen Anpassungsfähigkeit zählt das Birkhuhn zu den wenigen Vogelarten, bei denen eine wissenschaftlich begründete Wiedereinbürgerung sinnvoll erscheint (HÖLZINGER, 1987b; SCHERZINGER, 1980). Gerade die erste Phase des Wiedereinbürgerungsprojektes im Wurzacher Ried zeigte deutlich, dass die wechselnde Bestandessituation nicht mit Biotopveränderungen, der am häufigsten genannten Rückgangsursache, in Verbindung gebracht werden kann. Offenbar wirken auch andere Faktoren in zeitlich variierender Intensität limitierend auf den Birkhuhnbestand ein.

## Fang

Die Neu- oder Wiederbesonderung bereits ausgelassener Tiere war nur über den Fang der Tiere möglich. Als Nebeneffekt konnte dabei das Gewicht und über die Kotproben der Gesundheitszustand der Tiere ermittelt werden. Birkhühner können mittels Handnetzen in ihren Schneehöhlen, mit beköderten Fallen an den Winterfütterungen, mit unbeköderten Fallen oder Kanonennetzen auf den Balzplätzen sowie mit aufgespannten Netzen gefangen werden (ANGELSTAM, 1984b; BRITTAS et al., 1991 ; CAIZERGUES et al., 1998; ELLISON, 1989; MARJAKANGAS et al., 1991; MARTI et al., 1985; PICOZZI et al., 1984).

Um Beunruhigungen der ausgelassenen Birkhühner durch den Fang so gering wie möglich zu halten, wurden im Wurzacher Ried beköderte Fallen an Winterfütterungen aufgestellt. Die Fütterungen sollten die Attraktivität der Fangorte erhöhen und eine möglichst große Anzahl Tiere anlocken. Untersuchungen in Finnland und Schweden zeigten, dass sich durch Winterfütterungen weder nennenswerte Änderungen in der Tagesrhythmik, den Aktionsraumgrößen oder der Mortalitätsrate noch eine zeitliche oder räumliche Verschiebungen des Fortpflanzungszyklus und des Reproduktionserfolges festzustellen waren. Lediglich lokale Schwankungen in der Dichteverteilung waren zu beobachten (MARJAKANGAS, 1984; MARJAKANGAS et al., 1991; WILLEBRAND, 1990). Als positive Effekte wurden kürzere Äsungszeiten, ein konstanteres Wintergewicht, eine geringere Wintermortalität sowie eine raschere Truppbildung im Dezember bzw. eine raschere Truppauflösung im März ermittelt (VALKEAJÄRVI et al., 1989).

Diese Befunde bestätigen die Beobachtungen an den Winterfütterungen im Wurzacher Ried. Der Bereich um die Winterfütterungen wurde von den Tieren regelmäßig aber nicht permanent aufgesucht und umfasste lediglich einen kleinen Ausschnitt ihres Winterzustandsgebietes. Dazu trug sicherlich auch die Tatsache bei, dass die Fütterungen nur unregelmäßig beschickt wurden.

Trotz der intensiven Fangtätigkeit und den damit verbundenen Störungen konnten keine Vergrämungseffekte festgestellt werden. Auch der Fang selbst, die anschließende Untersuchung und Besenderung schienen die Birkhühner nicht nachhaltig zu stören, wie die Wiederfangrate von 41,4% bestätigt. Da auch nur ein Hahn in der Falle verendete und der kürzeste Zeitraum zwischen Fang und Erbeutung neun Tage betrug, können nachteilige Auswirkungen auf die Tiere ausgeschlossen werden. Hier könnte sich der Umstand, dass die ausgelassenen Tiere mit menschlichen Kontakt aufgewachsen waren, positiv ausgewirkt haben. In Wildpopulationen sind diese Verluste höher. ANGELSTAM (1984b) verlor innerhalb von vier Tagen nach Fang und Besenderung 13 Birkhühner (10%) durch Stress oder Erbeutung.

Im Wurzacher Ried schwankte die Anzahl gefangener Individuen pro Fangsaison (Dezember - April) beträchtlich (s. S. 25; Kap. 3.3). In den beiden Winterhalbjahren 1988/89 und 1989/90 wurden die meisten Individuen gefangen. Danach gingen die Fangzahlen um fast die Hälfte zurück. Sie stimmen damit in etwa mit den Verlustraten und der Anzahl balzender Hähne in den einzelnen Jahren überein. Die von MARJAKANGAS (1990) aufgestellte These, dass die lokalen Schwankungen an den Futterplätzen kurzfristige Populationsschwankungen widerspiegeln, könnte auch im Falle des Wurzacher Rieds zutreffen.

#### Telemetry

Durch die versteckte Lebensweise der Birkhühner ist es nicht möglich allein über Beobachtung zu umfassenden Erkenntnissen zu kommen. Deshalb ist die Telemetry eine geeignete Alternative um kontinuierlich und ohne größere Störung Daten zu sammeln. In der Rauhfußhuhnforschung wurde die Telemetry vor ca. 40 Jahren zum erstenmal von ROBEL (1969a) zur Ermittlung der Aktionsraumgrößen gesperreführender Birkhennen eingesetzt. Inzwischen ist die Telemetry ein wesentlicher Bestandteil in der Rauhfußhuhnforschung und wird in vielen Untersuchungen angewandt (u.a. Birkhuhn (*Tetrao tetrix*): CAIZERGUES et al., 1998; RINTAMÄKI et al., 1998; SODEIKAT, 1985b; SODEIKAT et al., 1997, WEGGE, 1983; WILLEBRAND, 1992; Auerhuhn (*Tetrao urogallus*): LARSEN, 1982; SCHROTH, 1991; STORCH, 1991; WEGGE, 1983; Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) BERGMANN et al., 1996, LIESER, 1995; Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*): COTTER et al., 1995; Fichtenwaldhuhn (*Dendragapus canadensis*) HERZOG et al., 1978, Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*): KURZEJESKI et al., 1988).

Mit 18 g waren die im Wurzacher Ried verwendeten Sender mit denen anderer Untersuchungen vergleichbar (ANGELSTAM, 1984b (25 - 35 g); CAIZERGUES et al., 1998 (15 - 17 g); ELLISON, 1989 (18 - 24 g); MARJAKANGAS et al., 1997 (17 g); RINTAMÄKI et al., 1998 (18 g); WILLEBRAND, 1992 (17 g)). Um Beeinträchtigungen der Tiere zu vermeiden, sollte das Sendergewicht 2 - 4% des Körpergewichts nicht überschreiten (ASCHENBRENNER, 1985; GEORGII, 1979; HERZOG, 1979; KENWARD, 1987).

Die Auslassgewichte juveniler Hähne im Wurzacher Ried betragen im Mittel  $951 \pm 111$  g, die Hennen wogen  $765 \pm 72$  g. Die verwendeten Sender erreichten damit 1,8% des Körpergewichtes der Hähne bzw. 2,4% des Körpergewichtes der Hennen. Die leichteste Henne (649 g) musste 2,8% ihres Körpergewichtes tragen.

Heute werden in der Regel Halsbandsender verwendet, die weniger Risiken beinhalten als Rucksacksender (vgl. ASCHENBRENNER, 1985; CAIZERGUES et al., 1998; MARTI, 1985; ROESE, 1982; SODEIKAT, 1985c). So wiesen beispielsweise Fasane mit Rucksacksendern eine deutlich höhere Mortalität auf als Artgenossen mit Halsbandsendern (MARCSTRÖM et al., 1989). Eine Befestigung an den Schwanzfedern, wie sie beispielsweise beim Habicht gebräuchlich ist (KENWARD, 1987), scheidet beim Birkhuhn wegen der Fähigkeit zur Schreckmauser von vornherein aus.

Immer wieder wird die Frage gestellt, inwieweit sich das Tragen der Sender auf das Verhalten und die Mortalität der Birkhühner auswirkt. Nach Literaturangaben beeinträchtigen sie langfristig weder das Verhalten, die Mobilität oder die Habitatnutzung der Tiere (BOAG, 1972; ERIKSTAD, 1979, MARTI, 1985, RINTAMÄKI et al., 1998).

COTTER et al. (1995) ermittelten zwar unterschiedliche Mortalitätsraten besendeter und unbesendeter Alpenschneehühner, allerdings glich sich die Mortalität beider Gruppen im Verlauf von zwei Jahren wieder an. CAIZERGUES et al. (1998) beobachteten einen geringeren Bruterfolg besendeter Birkhennen, wenn sie kurz vor dem Legen besendert wurden. Trugen die Tiere ihre Sender länger als sechs Monate traten keine Unterschiede gegenüber unbesenderten Hennen auf. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen LANCE et al. (1979), die beim schottischen Moorschneehuhn (*Lagopus lagopus scoticus*) unterschiedliche Reaktionen der Tiere auf die Besenderung feststellten. Zwar variierte die Toleranz gegenüber Störungen zwischen verschiedenen Populationen und sogar in verschiedenen Habitaten einer Population. Auch schienen Hennen in schlechten Bruthabitaten empfindlicher zu reagieren als Hennen in guten Habitaten. Dennoch meinen die Autoren, dass Störungen beim Fang und bei der Besenderung gravierendere Auswirkungen auf die Tiere haben als das Tragen der Sender selbst. Auch nach den Erfahrungen aus dem Wurzacher Ried kann davon ausgegangen werden, dass die Sender die Tiere nicht beeinträchtigen.

## 4.2 Gewichtsentwicklung

Der ausgeprägte Geschlechtsdimorphismus spiegelt sich in den unterschiedlichen Körpermassen beider Geschlechter wider. Nach GLUTZ et al. (1973) und KLAUS et al. (1990) erreichen Hennen im Durchschnitt ca. 75% des Körpergewichtes adulter Hähne. In den Alpen kommen adulte und juvenile Hennen zu 73,2% bzw. zu 73,6% an die Gewichte der Hähne heran (MARTI et al., 1985). Vergleichbare Relationen konnten auch im Wurzacher Ried festgestellt werden. Adulte Hennen waren im Schnitt 25,5%, subadulte Hennen 22,3% leichter als die Hähne vergleichbarer Altersklassen.



Bis zum vierten Lebensjahr steigen die Individualgewichte an, um dann allmählich abzunehmen (DE VOS, 1983; MARTI et al., 1985). Diese Tendenz ist zumindest ansatzweise bei den ausgelassenen Birkhühnern zu erkennen. Sie ist vor allem bei den Hennen deutlich ausgeprägt, die bis einschließlich des dritten Lebensjahres ansteigende Gewichte aufweisen.

Neben den geschlechts- und altersspezifischen Unterschieden variieren die absoluten Gewichte und die Gewichtsentwicklung der Birkhühner in den einzelnen europäischen Verbreitungsgebieten (vgl. Anhang 47). Im allgemeinen werden die höchsten Durchschnittsgewichte in den westeuropäischen Moor- und Heidegebieten erreicht (NIEWOLD et al., 1987). Dies gilt auch für die Unterart in Großbritannien (PICOZZI et al., 1984).

Aus dem Wurzacher Ried stehen vergleichbare Daten nur aus den Winterhalbjahren zur Verfügung, da die Fallen hauptsächlich während dieser Jahreszeit aufgestellt waren (s. S. 27; Kap. 3.4). Die im Wurzacher Ried ermittelten Wintergewichte lagen zum Teil signifikant unter denen im Anhang 47 aufgeführten Werten (T-Test 1 Stichprobe,  $p < 0,05$ ; ad. Hähne, FG = 15: Alpen: T = 10,03; Finnland: T = 7,84; Norwegen: T = 2,81; ad. Hennen, FG = 11: Alpen: T = 6,73; Finnland: T = 3,31; Norwegen: T = 2,70; subad. Hähne, FG = 22: Alpen: T = 5,37; Schweden: T = 3,12; Finnland: T = 6,38; subad. Hennen, FG = 18: Alpen: T = 3,52; Finnland: T = 3,83).

Allerdings waren signifikante Unterschiede ausgelassener adulter Hähne mit den im Anhang 47 genannten schwedischen Populationen nicht zu sichern (T-Test;  $p < 0,05$ ; FG = 15; T = 0,33 bzw. FG = 38; T = 1,70). Die im Wurzacher Ried ausgelassenen adulten Hennen waren sogar signifikant schwerer, als die der in NIEWOLD et al. (1987) genannten schwedischen Population (T-Test;  $p < 0,05$ ; FG = 31; T = 3,91). Die Übereinstimmung mit den Gewichten schwedischer Tiere stellt vermutlich eine Folge der ursprünglich schwedischen Abstammung der ausgelassenen Tieren dar.

Da die oberschwäbischen Populationen früher mit den bayerischen Voralpen- und Alpenpopulationen vernetzt waren, können Vergleiche der Gewichtsveränderungen im Winter zwischen der Schweizer Population und den Tieren im Wurzacher Ried als Maßstab für eine Anpassung an die in unseren Breiten vorherrschenden Bedingungen herangezogen werden. Die Gewichtsveränderungen im Winterhalbjahr verlaufen in den Alpen (vgl. MARTI et al., 1985) und im Wurzacher Ried nahezu synchron. In beiden Gebieten sind die Gewichte der Hähne im Januar am höchsten und fallen in den folgenden zwei Monaten leicht aber nicht signifikant ab. Der Gewichtsverlust beträgt im Wurzacher Ried von Januar bis einschließlich März 4,2% (50 g), in den Alpen sind es 7% (96 g).

Die Hennen der Alpenpopulation erreichen bereits im Dezember - einen Monat früher als im Wurzacher Ried - ihr Höchstgewicht. Der Gewichtsverlust bis April beläuft sich in den Alpen auf 9,7% (97 g), im Wurzacher Ried auf 6,7% (59 g) oder 1,0 g/Tag bzw. 0,98 g/Tag.

Ein direkter Vergleich der Gewichtsveränderungen im Winterhalbjahr ist allerdings mit einigen Unsicherheiten behaftet, da aufgrund der geringen Probenzahl im Wurzacher Ried beide Altersgruppen zusammengefasst wurden. So liegen beispielsweise für adulte Hähne aus insgesamt sechs Wintern, mit Ausnahme des Februars, nur jeweils zwei Werte für die einzelnen Monate vor. Allerdings ist deren Gewichtsentwicklung mit dem beschriebenen Verlauf vergleichbar (Maximum im Januar (1210 g), Gewichtsverlust bis März 83 g (1140 g bzw. 6,7%).

Auch die Gewichtsentwicklung der Jungtiere im Wurzacher Ried verläuft von den Herbstausschlüssen bis zum Frühwinter ähnlich wie in den Alpen. Nach Angaben von MARTI et al. (1985) erreichen beide Geschlechter in ihrem ersten Winter 89% der Adultgewichte. Im Wurzacher Ried näherten sich die Gewichte juveniler Hähne auf 88,3% (n = 23), die juveniler Hennen auf 92% (n = 19) der jeweiligen Adultgewichte an.

Jungtiere nördlicher Populationen erlangen im Spätherbst nahezu ihr Adultgewicht (Finnland: Hähne: 94,7%, Hennen: 100% nach KOSKIMIES, 1958). In Rußland ermittelte SEMENOW-TJAN-SCHANSKIJ (1959, zit. in GLUTZ et al., 1973) bei Hähnen im ersten Winter 87% und Hennen 98% des Adultgewichtes. In Karelien kommen Hähne im ersten Winter auf 84%, Hennen auf 92% des Adultgewichtes (IWANTER, 1963).

Sowohl der Gewichtsverlauf im Winter als auch die Gewichtsentwicklung der juvenilen Birkhühner weisen zwischen alpinen und fennoskandischen Populationen deutliche Unterschiede auf. Birkhühner nordischer Populationen sind im Herbst schwerer, verlieren aber im Verlauf des Winters stärker an Gewicht (vgl. DAHL, 1922; HAGEN, 1942; LUND, 1954 zit. in GLUTZ et al., 1973). MARTI et al. (1985) und KLAUS et al. (1990) bringen dieses Phänomen mit den unterschiedlichen Tageslängen und den unterschiedlichen winterlichen Bedingungen in Verbindung. Im nordischen Langtag können juvenile Tiere verhältnismäßig mehr Nahrung aufnehmen und erreichen deshalb früher ihr Adultgewicht. Schlechtwetterperioden während der Aufzucht können sich unter diesen Bedingungen nicht so gravierend auswirken wie in den Alpen.

Die winterlichen Bedingungen in den Alpen hingegen sind weniger hart, da die Tiere in der Regel erst im Februar auf ihre Ersatznahrung (Lärche) ausweichen müssen, so dass sich der Gewichtsverlust in engen Grenzen bewegt. Möglicherweise schränkt in fennoskandischen Populationen die kürzere Tageslänge im Winter die Nahrungsaufnahme zusätzlich ein. Die ähnliche Gewichtsentwicklung adulter als auch juveniler Tiere in den Alpen und im Wurzacher Ried könnte, als Resultat der abiotischen Gegebenheiten, diese These stützen.

Dennoch sind die Gewichtsunterschiede zwischen der Alpenpopulation und dem Wurzacher Ried deutlich. Möglicherweise sind die geringeren Gewichte der ausgelassenen Birkhühner auf ihre schwedische Abstammung zurückzuführen. Demzufolge könnte das maximal erreichbare Endgewicht genetisch fixiert, die Gewichtsentwicklung aber von abiotischen Gegebenheiten abhängig sein. SCHREIBER et al. (1998) fanden bei Kreuzungsprodukten verschiedener Populationen intermediäre Gewichte, die sich zwischen denen der Elternpopulationen bewegten. Eine relativ enge genetische Fixierung scheint somit vorgegeben zu sein. Da jedoch historische Daten aus dem Wurzacher Ried fehlen, ist es letztendlich nicht zu klären, ob die Gewichtsunterschiede zwischen den Alpen und dem Wurzacher Ried auch schon zu Zeiten der autochthonen Population bestanden haben. Die ehemalige Vernetzung beider Regionen lässt jedoch einheitlichere Gewichte vermuten.

Prinzipiell aber messen viele Autoren den Gewichtsunterschieden einzelner Populationen nur geringe Bedeutung bei, da die Unterschiede bei dieser mehr zum Umherstreifen neigenden Raufußhuhnart bei weitem nicht so ausgeprägt sind, wie beispielsweise beim Auerhuhn (KLAUS et al., 1990).

### 4.3 Fortpflanzungsverhalten

Balzaktivitäten der Hähne

#### a) Frühjahr

Das Birkhuhn ist ein klassischer, obligatorischer Balzplatzbesucher, da adulte Hähne auf traditionellen Balzplätzen balzen (ALATALO et al., 1996; HÖGLUND et al., 1996, WILEY, 1974; WITTENBERGER, 1978). Birkhähne sind stark an die Umgebung des Balzplatzes gebunden (PAULI, 1974), die Bestandteil sämtlicher Teilbereiche der Jahreslebensräume sind (WILLEBRAND, 1988).

Der Balzhöhepunkt wird Ende April Anfang Mai erreicht. Die Balzaktivitäten klingen bis spätestens Ende Juni ab (GLUTZ et al., 1973; HÖGLUND et al., 1996). Im Thüringischen Wald notierten KLAUS et al. (1991) als frühesten Balztermin den 27. März, als spätesten den 11. Juni. Die Balzaktivitäten beginnen weit vor Sonnenaufgang, die oftmals mit Sonnenaufgang beendet oder für kurze Zeit unterbrochen werden (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990).

Innerhalb eines Balzplatzes besetzen die Hähne Territorien, die gegenüber anderen Hähnen verteidigt werden. Die Territoriengrenzen orientieren sich an Landmarken und können so jahrelang stabil bleiben, auch wenn die revierbesitzenden Hähne wechseln (KRUIJT et al., 1967). Fehlen Landmarken, wie etwa auf eisbedeckten Seen, so sind die Territorien variabel (HOVI et al., 1996). Junghähne finden sich zuerst an der Peripherie der Arenen ein und steigen mit zunehmendem Alter in das Zentrum auf (DE VOS, 1983). Allerdings merken KOKKO et al. (1999) an, dass auch junge Hähne schneller in das Balzzentrum gelangen können, wenn sie oft auf dem Balzplatz präsent sind und dort heftig kämpfen.

In der Regel halten Birkhähne lebenslang an einem Balzplatz fest (GLUTZ et al., 1973). Finden Balzplatzwechsel statt, so erfolgen diese nach der Frühjahrsbalz im ersten Lebensjahr (WILLEBRAND, 1988). Allerdings wiesen ALATALO et al. (1992) nach, dass im Mittel ca. 10% der von ihnen beobachteten adulten Hähne mehr als einen Balzplatz pro Saison besuchten. Permanente Wechsel adulter Hähne erfolgten jedoch nur von kleineren auf größere Balzplätze.

Im Wurzacher Ried konnten in den Jahren 1988 bis 1993 adulte Hähne ab Anfang/Mitte März zuerst spärlich, in der Folgezeit permanent auf den Balzplätzen angetroffen werden (s. S. 29; Kap. 3.5.2.1). Gegen Ende Mai/Anfang Juni lief die Balz für gewöhnlich aus. Mit dem Sonnenaufgang verließen sie häufig ihre Balzplätze, um die Volierenstandorte anzufliegen und dort gemeinsam mit den "Volierenhähnen" weiterzubalzen. Die permanente Anwesenheit von Hennen in den Volieren könnte die Dauer und Intensität der Balzaktivitäten im Wurzacher Ried nicht unerheblich beeinflusst haben, da die Balzaktivitäten an den Volieren oft bis in die späten Vormittagsstunden fortgesetzt wurden.

Wie auch von anderen Populationen bekannt, balzten die subadulten Hähne im Wurzacher Ried erst nach Beendigung der Orientierungsphase gegen Ende April. Dabei flogen sie mehrere Balzplätze an, wo sie sporadisch am Balzgeschehen teilnahmen (vgl. DE VOS, 1983; GLUTZ et al., 1973).

Unter optimalen Verhältnissen zeigt das Birkhuhn ein ausgeprägtes Gruppenbalzverhalten. Die Balztrupps variieren zwischen 2 - 80 Hähnen (DE VOS, 1983; HOVI et al., 1996; KARVONEN et al., 2000; PICOZZI et al., 1984; ROBINSON et al., 1993; SCHRÖDER et al., 1981; ZBINDEN, 1985). In der Regel balzen größere Gruppen länger und intensiver als kleinere Gruppen oder solitär balzende Hähne (DE VOS, 1983; GLUTZ et al., 1973; ZBINDEN, 1985). Größere Balzgruppen (> 10 Hähne) üben auf Hennen eine höhere Attraktivität

aus, da sie dort häufiger anzutreffen sind und mehr Kopulationen beobachtet werden (ALATALO et al., 1992).

Dennoch können auch solitär balzende Hähne beobachtet werden. Überwiegend handelt es sich um subadulte Tiere, die sich außerhalb der Balzplätze aufhalten oder zwischen mehreren Balzplätzen wechseln (ALATALO et al., 1992; DE VOS, 1983; KOIVISTO, 1965; KRUIJT et al., 1972). So erreicht der Anteil solitär balzender Hähne im Tessin zwischen 58 - 76% (ZBINDEN, 1985), in Holland zeitweise bis 50% (DE VOS, 1983). MARTI et al. (1983) ermittelten im Aletschgebiet einen Anteil ca. 18%. ELLISON et al. (1982) errechneten in einem französischen Untersuchungsgebiet einen Anteil von 31 - 59%. HANCOCK et al. (1999) geben für Nordengland und Schottland einen Anteil von 19,5% an. Eine ganze Population in Zentralschweden, deren Hähne sich nicht auf Balzplätzen versammeln, fanden HÖGLUND et al. (1996).

ANGELSTAM et al. (1990) beobachteten nach einem guten Reproduktionsjahr im folgenden Frühjahr einen höheren Anteil solitär balzender Hähne. Sie kommen wie auch ZBINDEN (1985) zu dem Schluss, dass neben der Siedlungsdichte (vgl. PICOZZI et al., 1984) der Anteil zweijähriger Hähne für die Balzgruppengröße von ausschlaggebender Bedeutung ist, da subadulte Hähne vorwiegend solitär balzen. Auch DE VOS (1983) hebt die Bedeutung eines höheren Alters der Hähne als Bedingung für größere Balzgruppen hervor. ELLISON et al. (1982) fanden bei einer bejagten Population, aufgrund der daraus resultierenden ungünstigen Altersstruktur und geringeren Dichten, kleinere Balzgruppengrößen bzw. viele einzeln balzende Hähne. In unbejagten Populationen konnten sie dies nicht feststellen.

Abnehmende Balzgruppengrößen und vermehrte Einzelbalz wurden aber auch in den abnehmenden Populationen des mitteleuropäischen Flachlandes beobachtet und werden als ernstes Anzeichen einer nicht mehr intakten Population gewertet (BROZIO, 1993; HÄBERLEIN et al., 1997; HANCOCK et al., 1999; PICOZZI et al., 1984; ROBINSON et al., 1993; SAEMANN, 1987; SCHMALZER, 1997; SCHULENBURG, 1991; ZBINDEN, 1985). Während eines Populationsrückganges beschreiben PICOZZI et al. (1984) Änderungen des Balzverhaltens, wie Balz verstreuter Kleingruppen in bewaldeten Bereichen. Bei einer Verschlechterung der Biotopqualität fand PORKERT (1980) nur solitär balzende Hähne, die riesige Territorien verteidigten. MEYER (1974) beobachtete die Aufgabe eines Balzplatzes und den Übergang zu verstreut balzenden Kleinstgruppen durch permanente menschliche Beunruhigungen.

Durch die Auswilderung konnte in den Anfangsjahren im Wurzacher Ried ein Balzbestand etabliert werden, dessen Balzgruppengröße teilweise bis fünf Hähne betragen hatte. Nach 1985 waren allerdings solitär balzende Hähne die Regel. Zwar waren auch weiterhin die traditionellen Balzplätze besetzt, überwiegend balzten die Hähne jedoch in dichteren Bergkiefernbereichen. Nur im Jahr 1990 gelang der Nachweis einer Gruppenbalz von vier Hähnen. Biotop- oder störungsbedingte Gründe scheiden als Ursache für die Auflösung der Gruppenbalz und den Übergang zu versteckter Einzelbalz aus, da sich ab 1985 weder die Biotopqualität geändert noch Störungen oder Beunruhigung verstärkt hatten.

Die Reduzierung der Balzgruppengröße könnte einen allgemeinen Bestandesrückgang zwischen 1985 und 1987 widerspiegeln, wie es bei anderen Populationen beschrieben ist. Unter Bezug auf die von BAUER et al. (1988) genannten Beobachtungszahlen dürfte die Dichte ab 1985 bei ca. 0,31 Tieren/km<sup>2</sup> gelegen haben. Bei einem ausgeglichenen Geschlechterverhältnis entspricht dies einer Hahndichte von 0,15 Hähnen/km<sup>2</sup>. HÖGLUND et al. (1996) führen die solitär balzenden Hähne ihres Untersuchungsge-

bietet auch auf die geringe Hahndichte von 0,43 Hähnen/km<sup>2</sup> zurück. Ein Wert der ca. um den Faktor 3 höher liegt als im Wurzacher Ried.

Der Übergang zu versteckter Einzelbalz kann auf einen höheren Prädatorendruck, insbesondere durch den Habicht, hinweisen. MÜLLER (1980) berichtet von der Aufgabe eines Balzplatzes, nachdem er permanent vom Habicht kontrolliert wurde. MEES (1980) konnte hingegen mehrmals erfolglose Habichtsangriffe auf balzende Hähne beobachten, ohne dass die Hähne im nachhinein den Balzplatz aufgaben. Ebenso stellte BRÜLL (1977) nur eine kurze Balzunterbrechung fest, nachdem ein Habicht einen Birkhahn am Rande des Balzplatzes erbeutet hatte. Auch in GLUTZ et al. (1973) ist nachzulesen, dass Birkhähne auf den Balzplätzen gegenüber Störungen relativ unempfindlich sind. Einerseits halten sie zäh an ihren Balzplätzen fest, andererseits können aber andauernde oder wiederholte direkte Störungen zur Aufgabe traditioneller Balzplätze führen.

Quantitative Habichtsbeobachtungen liegen aus dem Wurzacher Ried nicht vor, dennoch beurteilen BAUER et al. (1988) den Habichtsdruck zwischen 1985 und 1987 als kritisch. Die rapide Umstellung des Balzverhaltens innerhalb von nur zwei Jahren sowie der Rückgang balzender Hähne, kann nur auf eine höhere Mortalität adulter Tiere oder aber auf eine hohe Emigrationsrate juveniler und subadulter Birkhühner zurückgeführt werden.

Der erneute Anstieg balzender Hähne ab 1989 und der anschließende Rückgang im Jahr 1991 deuten ebenfalls auf einen kurzfristig wirksamen Faktor hin. Allerdings war dessen Einfluss, mit Ausnahme von 1990, ab 1988 so massiv, dass die Anzahl balzender Hähne nicht mehr den Stand wie vor 1985 erreichen konnte.

Tatsächlich war die Phase zwischen 1985 bis 1987 u. a. von hohen Adultverlusten gekennzeichnet (BAUER et al., 1988). Die Mortalitätsraten im Herbst ausgelassener Jungtiere (einschl. Senderdefekten und -verlusten) waren 1988 und 1989 wesentlich niedriger als in den folgenden drei Jahren. Die Erholung des Balzbestandes im Frühjahr 1990 bzw. der erneute Rückgang danach, können somit allein auf wechselnde Mortalitätsraten zurückgeführt werden, da Verluste durch Abwanderung, zumindest bei besenderten Tieren, nicht nachgewiesen werden konnten.

#### b) Herbst

Bereits in ANONYMUS (1940) wird das Phänomen der Herbstbalz erwähnt, das in Rußland weit verbreitet sei, aber nicht überall vorzukommen scheint und an der sich durchweg nur alte Hähne beteiligen. Sie ist durch eine lose Bindung an den Balzplatz, geringere Territorialität und Individualdistanzen gekennzeichnet (KLAUS et al., 1990). Flattersprünge sowie Kullern als Anzeichen territorialen Verhaltens werden selten beobachtet. Vorjährige Hähne und Hennen beteiligen sich kaum an diesen Aktivitäten (KLAUS, 1987; KLAUS et al., 1991).

Im Wurzacher Ried fand die Herbstbalz nur im unmittelbaren Bereich der mit den Jungtieren besetzten Auswilderungsvolieren statt (s. S. 30; Kap. 3.5.2.2). Die Althähne wurden oftmals von subadulten Hähnen begleitet. Die Funktion der Herbstbalz wurde bislang dahingehend interpretiert, dass juvenile Hähne die Möglichkeit haben die Tradition eines Balzplatzes kennen zu lernen, da sie meistens an den Balzplatz zurückkehren, den sie während der Herbstbalz besucht haben (KLAUS et al., 1990; WILLEBRAND, 1988). Neuere Erkenntnisse besagen, dass alle territorialen Hähne im Herbst die Balzplätze aufsuchen und dort kleine Territorien verteidigen (RINTAMÄKI et al., 1999). Da sie dabei von den Hennen beobachtet werden, haben Territorienbesitzer im folgenden Frühjahr einen höheren Kopulationserfolg. Nach Ansicht der

Autoren verlieren möglicherweise territoriale Hähne ihr Territorium, wenn sie im Herbst nicht balzen. KOKKO et al. (1999) vermuten, dass bereits territoriale aber auch subadulte Hähne schneller ins Balzzentrum gelangen können, wenn sie an der Herbstbalz teilnehmen. Auch sind sie der Überzeugung, dass die Hennen die Vorstellung der Hähne im Herbst beobachten und so im Frühjahr selektiver die dominanten Hähne auswählen können. Dies stimmt mit Beobachtungen von MEES (1980) in Niedersachsen überein, der von einer sehr intensiven Herbstbalz im Jahr 1970, bei der regelmäßig Balzhandlungen zu beobachten waren, die kontinuierlich in die Frühjahrsbalz überleiteten, berichtet.

Damit kommt der Herbstbalz eine bedeutende Rolle im Fortpflanzungsgeschehen zu. Jungtiere werden bereits vor der eigentlichen Fortpflanzungsphase mit der Balzplatztradition vertraut und die Hennen können bereits im Herbst die Stellung einzelner Hähne in der Balzplatzhierarchie erkennen.

#### Lege- und Brutaktivitäten der Hennen

Im Frühjahr finden sich Birkhennen zunächst an der Peripherie der Balzplätze ein und beobachten die Hähne (KLAUS et al., 1990). Der Zeitpunkt des Erscheinens ist von der geographischen Breiten- und Höhenlage abhängig. So können beispielsweise in Holland Hennen von Anfang April bis Mitte Mai an den Balzplätzen beobachtet werden. In den Alpen kommen einige Hennen zwar bereits Anfang März an die Balzplätze, die meisten finden sich jedoch erst Ende Mai ein (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990). In Finnland und Schottland erscheinen sie in losen Gruppen (HÖGLUND et al., 1990, ROBINSON et al., 1993) Ende April Anfang Mai zum erstenmal auf den Balzplätzen (ALATALO et al., 1996). ALATALO et al. (1992) merken an, dass die Hennen ein bis zwei Wochen vor der Hochbalzphase im Trupp fliegen, dann ein kleines Territorium ( $\varnothing = 0,5$  km) um den künftigen Brutplatz besetzen und von dort aus die Balzplätze im Umkreis von zwei Kilometer anfliegen. In der Regel kopulieren die Hennen nur mit den dominanten Hähnen eines Balzplatzes (HÖGLUND et al., 1990; RINTAMÄKI et al., 1995). Eine Kopulation reicht zur Befruchtung sämtlicher Eier aus, die Eiablage beginnt vier Tage nach der Kopulation (KARVONEN et al., 2000).

Der früheste Nachweis einer Henne auf dem Balzplatz gelang im Wurzacher Ried am 7. März, der späteste Besuch wurde am 10. Juni notiert (s. S. 31; Kap. 3.5.3). Die Kopulationen müssen, gemessen an dem jeweiligen Brutbeginn (Erstgelege) Mitte April/Anfang Mai erfolgt sein, die Kopulationen für die Nachgelege im letzten Maidrittel und Anfang Juni. Der Legebeginn der bestätigten Erstgelege lag im Wurzacher Ried zwischen dem 1. Mai und dem 15. Mai, derjenige der Nachgelege zwischen dem 13. Mai und 18. Juni.

Nach Angaben von GLUTZ et al. (1973) finden im west- und mitteleuropäischen Tiefland die meisten Kopulationen in der letzten Aprildekade, im Gebirge und Fennoskandien in der ersten Maihälfte statt. FUSCHLBERGER (1956 zit. in GLUTZ et al., 1973) beobachtete Kopulationen in den Niederungen Mitteleuropas Ende April, im Mittelgebirge Anfang Mai sowie im Hochgebirge Ende Mai. In den Schweizer Alpen erfolgt die Eiablage gelegentlich in der zweiten Maihälfte, für gewöhnlich aber erst im Juni.

Auch hinsichtlich des Brutbeginnes zeichnen sich Gemeinsamkeiten mit autochthonen Populationen ab (vgl. KLAUS et al., 1990). Der Brutbeginn der Erstgelege lag im Wurzacher Ried um Mitte/Ende Mai. Nachgelege wurden ab Ende Mai bis Ende Juni bebrütet.

Die Gelegegrößen schwanken zwischen drei und 16 Eiern, sieben bis zehn Eier sind die Regel (GLUTZ et al., 1973; KLAUS et al., 1990). Als durchschnittliche Werte geben KARVONEN et al. (2000) eine Gelegegröße von sieben Eiern an, RINTAMÄKI et al. (1998) zählten im Mittel 7,7 Eier, wobei adulte Hennen mit 8,3 Eiern größere Gelege zeitigten als juvenile Hennen mit 7,3 Eiern. Die im Wurzacher Ried gezählten Gelegegrößen bestanden in zwei Fällen aus sieben Eiern, in einem Fall aus vier Eiern. Das letztere und ein weiteres waren nachweislich Nachgelege, so dass in einem Fall das Nachgelege aus sieben Eiern bestand. Das Erstgelege dieser zu diesem Zeitpunkt seit drei Jahren im Ried lebenden Henne bestand ebenfalls aus sieben Eiern, so dass sie während einer Fortpflanzungsperiode 14 Eier produzierte. Für Nachgelege geben KLAUS et al. (1990) Gelegegrößen von drei bis sechs Eiern an. LINDÉN (1983) stellte in Finnland nach Untersuchungen von 136 Birkhuhnnestern fest, dass es sich bei spät gezeitigten Gelegen mit drei bis vier großen Eiern um Nachgelege handelt.

Sowohl der zeitliche Ablauf der Fortpflanzungsperiode, als auch die Gelegegrößen im Wurzacher Ried liegen in dem aus der Literatur bekannten Rahmen. Auffallend waren jedoch die regelmäßig auftretenden Nachgelege, die immerhin in vier Fällen (je zwei sicher bestätigte bzw. vermutete) beobachtet werden konnten. Die nicht erfolgreichen Gelege im Wurzacher Ried ( $n = 7$ ) wurden  $12,6 \pm 7,2$  Tage bebrütet. Die Brutdauer lag damit um die Hälfte niedriger als die notwendige Brutdauer von 24 - 26 Tagen. Zwei Hennen (28,6%) zeitigten Nachgelege, nachdem sie ihre Erstgelege vier bzw. zehn Tage bebrütet hatten. Gesicherte Nachweise weiterer Nachgelege scheiterten lediglich an Sender- oder Empfängerdefekten, so dass von einer höheren Nachgelegeproduktion ausgegangen werden kann. Nach den Ergebnissen aus dem Wurzacher Ried sind Nachbruten Bestandteil des natürlichen Reproduktionsverhaltens (vgl. ANGELSTAM, 1979; BRITTAS et al., 1990; KLAUS et al., 1990; STORAAS et al., 1984). Die Regelmäßigkeit der gezeitigten Nachbruten im Wurzacher Ried wies einerseits auf einen guten Konditionszustand der Hennen, zum anderen aber auch auf eine hohe und frühzeitige Gelegeprädatorenrate hin. Trotzdem wies, soweit feststellbar, das Fortpflanzungsverhalten der ausgelassenen Birkhühner im Wurzacher Ried keine Abweichungen vom Normalverhalten auf, wie das aus sieben Eiern bestehende erfolgreiche bebrütete Nachgelege aus dem Jahr 1992 bestätigt. Da noch sechs Wochen lang Küken bei der Henne beobachtet wurden, war zumindest in diesem Fall auch das Aufzuchtverhalten der Henne ausreichend ausgeprägt.

Die ausgewilderten Birkhühner waren somit in der Lage, erfolgreich zu reproduzieren. Allerdings war der Reproduktionserfolg zu gering, um eine selbständige Arterhaltung im Wurzacher Ried gewährleisten zu können. Da aber mit einer Ausnahme in jedem Jahr alle besenderten Hennen brüteten und Nachgelege die Regel waren, liegt der Schluss nahe, dass die Ursachen der hohen Gelegeverluste nicht bei den Birkhennen zu suchen sind.

#### 4.4 Mobilität und Aktionsraumgrößen

Ein wichtiger Aspekt der vorliegenden Arbeit war die Ermittlung der Mobilität und Aktionsräume der ausgelassenen Birkhühner. Sie liefern nicht nur wichtige Hinweise auf individuelle Minimumareale, sondern sie erlauben auch Rückschlüsse auf die Größe des Wurzacher Rieds als Lebensraum einer überlebensfähigen Population.

Birkhühner zeichnen sich durch eine geringe Mobilität und Aktionsraumgrößen zwischen 72 ha und mehreren hundert Hektar aus (DE VOS, 1983; JOHNSTONE, 1969 zit. in DE VOS, 1983; KLAUS, 1994; MARTI, 1985; NIEWOLD, 1996; ROBEL, 1969b; SCHRÖDER et al., 1981). Im allgemeinen nutzen sie davon nur kleine Aktionszentren, die je nach Gebiet 10 - 50 ha oder auch 7% bis 32% (48 - 151 ha) der Aktionsräume umfassen können (ROBEL, 1969b; SCHRÖDER et al., 1981; SCHULENBURG, 1991). In Abhängigkeit von Alter und Geschlecht (ELLISON, 1989) oder aufgrund individueller Unterschiede treten jedoch beträchtliche Schwankungen auf. So wurde beispielsweise eine Henne 13 Monate lang lediglich auf einer Fläche von zwei Hektar angetroffen (PICOZZI et al., 1984). Da aggressives Verhalten nur auf den Balzplätzen beobachtet wird, sind die Tiere ganzjährig in Gruppen anzutreffen (KLAUS et al., 1990, KARVONEN et al., 2000). Ihre Aktionsräume überlappen sich deshalb zwangsläufig (MARTI, 1985; ROBEL, 1969b; SCHRÖDER et al., 1981). Dies gilt auch für die Aktionsräume legender Hennen (WILLEBRAND, 1988), von denen ANGELSTAM et al. (1985) noch Territorialität und Verteidigung nahrungsreicher Brutgebiete gegenüber anderen Hennen vermuteten.

Wie im Anhang (12 - 34 u. 48, 49) ersichtlich, überschneiden sich auch die Aktionsräume der ausgelassenen Tiere permanent (z.B. Hahn 11 und Hennen 27, 28 im Jahr 1992). Da unbesenderte Tiere oder Tiere mit abgelaufenem Sender nicht berücksichtigt sind, kann davon ausgegangen werden, dass der Grad der Überlappungen bei weitem höher war als dargestellt. Das mangelnde Territorialverhalten ermöglicht so die gemeinsame Nutzung optimaler Bereiche, wobei die einzelnen Teillebensräume räumlich miteinander vernetzt sind.

In den Wintermonaten hielten sich die ausgelassenen Birkhühner im Wurzacher Ried in relativ eng umrissenen Gebieten auf, die für gewöhnlich im Trupverband genutzt wurden (s. S. 33; Kap. 3.6. ff u. S. 39; Kap. 3.7 ff). Trotzdem nutzten adulte Hennen größere Aktionsräume ( $54,5 \pm 26,4$  ha) als adulte Hähne ( $49,1 \pm 46,3$  ha). Deutlich größere Aktionsräume wiesen subadulte Hähne ( $142,8 \pm 91,4$  ha) und subadulte Hennen ( $96,8 \pm 85,1$  ha) auf. Die Tendenz zur Nutzung größerer Bereiche durch Hennen und subadulte Tiere wird aus den schweizer und französischen Alpen bestätigt (ELLISON et al., 1982; MARTI, 1985; PAULI, 1974). In den schweizer Alpen nutzten acht Hennen Aktionsräume zwischen 33 ha und 44 ha. In den französischen Alpen nutzten adulte Hennen nur  $6 \pm 4$  ha große Wintereinstandsgebiete, die der Hähne maßen  $11 \pm 6$  ha (ELLISON, 1989). Die Tiere legten dabei täglich 176 m (Hennen) bzw. 359 m (Hähne) zurück. Allerdings wanderten im Winter Hennen in ein fünf Kilometer entfernt liegendes Tal zur Überwinterung ab.

Auch hinsichtlich der prozentualen Ausnutzung ihrer Aktionsräume waren adulte Hähne (17%) im Wurzacher Ried standorttreuer als adulte Hennen (18%) und wiesen eine geringere, jedoch nicht signifikante, tägliche Mobilität ( $227 \pm 342$  m  $\Leftrightarrow$   $246 \pm 320$  m) auf. Diese Tendenz war auch bei subadulten Tieren zu beobachten (Hähne 8%; Hennen 13%). Hier war jedoch die tägliche Mobilität subadulter Hähne signifikant höher ( $314 \pm 456$  m  $\Leftrightarrow$   $216 \pm 380$  m).



Das winterliche Aktivitätsverhalten der Birkhennen im Wurzacher Ried war von einer geringeren Standorttreue geprägt. Eine räumliche Trennung zwischen Sommer- und Winterlebensräumen, wie in den französischen Alpen war jedoch nicht erkennbar. Allerdings kommen auch in anderen Gebieten überlappende Winter- und Sommereinstandsgebiete vor (MARTI, 1985; WILLEBRAND, 1988). Die höhere Aktivität der Hennen soll zu einer genetischen Durchmischung der Population beitragen. Hähne sind dagegen ihr Leben lang mehr oder weniger an einen Balzplatz gebunden, so dass sie diesbezüglich nur einen geringen Beitrag leisten können. In der Regel kehren sie zu dem nächstgelegenen Balzplatz zurück, den sie als Jungvögel während der Herbstbalz kennen gelernt haben (KLAUS et al., 1990; MARTI, 1985; WILLEBRAND, 1988).

Aktivitätsunterschiede zwischen den Geschlechtern und den verschiedenen Altersgruppen traten im Wurzacher Ried während der nun folgenden Fortpflanzungsphase am deutlichsten in Erscheinung. Während bei adulten Hennen eine Vorlege- und Legephase sowie bei subadulten Hühnern eine Orientierungs- und Lege- bzw. Balzphase beobachtet werden konnte, war die Aktivität adulter Hähne die ganze Periode über einheitlich.

Gegenüber dem Winter vergrößerten adulte Hähne ihre Aktionsräume auf durchschnittlich  $78,3 \pm 24,9$  ha, von denen allerdings nur 15% intensiv genutzt wurden. Adulte Hennen erweiterten ihre Aktionsräume auf  $62,1 \pm 24,1$  ha und zogen hauptsächlich 21% der Fläche in die Nutzung mit ein (Vorlegephase). In der Legephase wurden nur 16% der nun verkleinerten Aktionsräume ( $43,9 \pm 30,9$  ha) aufgesucht. Unter Einbeziehung der täglichen Mobilität von  $564 \pm 501$  m (Hähne) und  $299 \pm 334$  m bzw.  $306 \pm 351$  m (Hennen) waren adulte Birkhühner im Wurzacher Ried hochmobil, streiften aber gezielt in ihren Aktionsräumen umher.

In Holland waren die Aktionsräume der Hennen größer, da sie erst nach Brutplätzen suchen müssen (DE VOS, 1983). PICOZZI et al. (1984) stellten hingegen bei seiner schottischen Population fest, dass sich Hennen selten weit von ihrer Nestumgebung entfernten und sobald es die Vegetation zuließ, ihre Nisthabitate aufsuchten. In diesem Sinne dokumentierten NIEWOLD et al. (1979) in Holland geringe Hennenaktionsräume von 30 - 75 ha in den Monaten April/Mai.

Letztere Aussage scheint auch für das Wurzacher Ried zu gelten, da die Entfernung zwischen den jeweiligen Wintereinständen und sieben bestätigten Brutplätzen nur  $243 \pm 105$  m betrug und die Neststandorte ganzjährig im Bereich der Aktionsräume der einzelnen Hennen lagen. Nur eine Henne brütete 2000 m von ihrem damals genutzten Wintereinstandsgebiet entfernt. Die von DE VOS (1983) geäußerte Ansicht bezieht sich möglicherweise auf subadulte Hennen, da in anderen Untersuchungen adulte Hennen mehrfach das früher gewählte Nistgebiet aufsuchten (KARVONEN et al., 2000; KLAUS et al., 1990). Bis auf eine Ausnahme konnten im Wurzacher Ried nur Brutstandorte adulter Hennen lokalisiert werden. Die geringen Distanzen bzw. die kleinen Aktionsräume können somit eine Folge genauer Ortskenntnis darstellen. Die Größe des Wurzacher Rieds spielt bei dieser Betrachtung sicherlich eine nur untergeordnete Rolle, da vergleichbare Bruthabitate innerhalb des Wurzacher Rieds auch in größerer Entfernung zu den Wintereinständen vorkamen.

Der Aktivitätswechsel vom Winter zur Fortpflanzungsperiode war vor allem bei subadulten Birkhühnern im Wurzacher Ried deutlich ausgeprägt. Die Aktionsräume subadulter Hähne steigerten sich während der Orientierungsphase auf  $170,6 \pm 70,1$  ha, die der Hennen auf  $276,4 \pm 175,3$  ha. Dennoch konnten erstere

nur auf 7%, letztere auf 5% der Fläche angetroffen werden. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass es sich bei der gesamten Aktivitätsdarstellung subadulter Birkhühner während der Orientierungsphase lediglich um Näherungswerte handelt, da einige Tiere zeitweise den Riedbereich verließen. So stellt auch die tägliche Mobilität subadulter Birkhühner mit  $807 \pm 2165$  m (Hähne) und  $471 \pm 607$  m (Hennen) nur ein Minimalwert dar. Nach Etablierung auf einem Balzplatz oder mit Beginn der Legephase reduzierten sich die Aktionsräume subadulter Tiere auf  $56,6 \pm 36,7$  ha (Hähne) bzw.  $20 \pm 0$  ha (Henne). Die Frequentierung innerhalb der Flächen betrug 13% bzw. 20%. Die tägliche Mobilität sank auf  $547 \pm 446$  m (Hähne) bzw. auf  $218 \pm 290$  m (Hennen).

Das Frühjahr gilt als Dispersionssaison der Birkhühner mit ausgedehnten Aktionsräumen subadulter Tiere, die mehrere Balzplätze besuchen und sich ihre Territorien erst suchen müssen (DE VOS, 1983; GLUTZ et al., 1973; MARJAKANGAS, 1992; ROBEL, 1969b; WILLEBRAND, 1988). Im Mittel lagen bei einer finnischen Population die Brutplätze subadulter Hennen 11 Kilometer von den Wintereinständen entfernt, wobei Entfernungen bis 34 Kilometern zurückgelegt wurden (MARJAKANGAS, 1992). Adulte Hennen zeigten sich hingegen wenig mobil und brüteten in der Regel im Umkreis von fünf Kilometern um die Wintereinstände.

Gegenüber der Fortpflanzungsphase fiel die tägliche Mobilität adulter und subadulter Tiere im Wurzacher Ried während der Mauser teilweise signifikant ab (Hähne:  $218 \pm 332$  m bzw.  $154 \pm 281$  m; Hennen:  $201 \pm 256$  m bzw.  $165 \pm 339$  m). Die Aktionsräume der Hähne lagen um  $94,6 \pm 65,4$  ha (Adulte) bzw.  $33,9 \pm 11,7$  ha (Subadulte), die der Hennen um  $48,0 \pm 20,0$  ha (Adulte) bzw.  $131,6 \pm 123,9$  ha (Subadulte). Davon nutzten Hähne 13% bzw. 26%, Hennen 25% bzw. 9%.

Die Nutzung kleiner Bereiche (8 - 66 ha) und eine geringe tägliche Mobilität von 140 - 244 m werden auch in anderen Arealen beobachtet (ELLISON, 1989; KOLSTADT, 1985 zit. in KLAUS, 1990; PICOZZI et al., 1984). Die geringe Aktivität während der Mauser kann zum einen als Folge des in dieser Jahreszeit reichhaltigen Nahrungsangebotes angesehen werden. Zum anderen ist sie aber auch auf die eingeschränkte Flugtüchtigkeit der Tiere zurückzuführen. Von daher müssten alle Tiere ein ähnliches Aktivitätsverhalten zeigen. Dieses variierte im Wurzacher Ried aber zum Teil beträchtlich, auch wenn nur Unterschiede in der täglichen Mobilität adulter und subadulter Hähne signifikant waren. Die Gründe hierfür liegen vermutlich nicht in tatsächlichen Verhaltensunterschieden begründet. Sie stellen vielmehr ein Produkt inhomogenen Verhaltens einzelner Tiere in aufeinanderfolgenden Mauserzyklen (vgl. Tab. 14) und einer geringen Peilungsintensität während dieses Zeitraumes dar.

Im Herbst steigerten adulte Birkhühner im Wurzacher Ried ihre tägliche Mobilität (Hähne:  $289 \pm 379$  m; Hennen:  $225 \pm 258$  m). Die Hähne nutzten Aktionsräume von  $67,8 \pm 23,8$  ha, wobei 10% der Flächen mit Peilungshäufigkeiten belegt waren. Eine Henne konnte auf einer Fläche von 108,5 ha lokalisiert werden, die sie hauptsächlich zu 14% nutzte. Die tägliche Mobilität subadulter Hennen belief sich auf  $168 \pm 280$  m, die Aktionsraumgröße einer Henne betrug 24,5 ha. Für subadulte Hähne liegen keine Daten aus dieser Jahreszeit vor.

In den französischen Alpen waren adulte Birkhühner deutlich mobiler (Hähne: 649 m; Hennen: 322 m), nutzten aber kleinere Aktionsräume (Hähne:  $62 \pm 36$  ha; Hennen:  $87 \pm 79$  ha) (ELLISON, 1989).

Leider konnte die herbstliche Aktivität im Wurzacher Ried nur unzureichend dokumentiert werden. Für gewöhnlich liefen die im Winter angebrachten Sender, nach einer Laufzeit von fünf bis sechs Monaten, spätestens während dieser Periode aus. Fangversuche in diesem Zeitraum erwiesen sich als ineffektiv, da

das Lockfutter wegen des reihaltigen Beerenangebotes, kaum angenommen wurde. Daraus resultierte in diesem Zeitraum eine geringe Anzahl von Peilungen, die sich zudem nur auf wenige Individuen verteilte. Dennoch waren auch im Wurzacher Ried Hinweise einer Aktivitätssteigerung im Herbst wie in den französischen Alpen festzustellen.

Im Wurzacher Ried konnte nur eine ausgelassene Henne während der Führungsphase beobachtet werden. In den ersten sechs Wochen bewegte sich das Gesperre auf einer Fläche von 32 ha. Die Ausnutzung der Fläche betrug 44%. Die höchste Mobilität wurde von der dritten ( $227 \pm 124$  m) bis einschließlich der fünften Woche ( $326 \pm 204$  m) mit einem Gipfel in der vierten Woche ( $346 \pm 215$  m) gemessen. In den Zeiträumen davor und danach war die Mobilität deutlich geringer.

Aus anderen Populationen liegen etliche Beobachtungen gesperreführender Hennen vor. Übereinstimmend wird von einer frühen Wanderphase des Gesperres mit anschließender Etablierung auf kleiner Fläche berichtet (KOHLESTADT, 1985 zit. in KLAUS et al., 1990; NIEWOLD, 1996; PICOZZI et al., 1984; WEGGE et al., 1982). Die Wanderungen fanden in der Regel zwischen der zweiten und fünften Woche statt, wobei teilweise täglich mehr als 1000 Meter bewältigt wurden (PICOZZI et al., 1984; WEGGE et al., 1982). Die anschließende Etablierung fand auf Flächen zwischen 16 - 60 ha statt (PICOZZI et al., 1984; ROBEL, 1969a; WEGGE et al., 1982). Obwohl im Wurzacher Ried nur ein Gesperre beobachtet werden konnte, werden auch hier Übereinstimmungen mit der frühen Wanderphase und der anschließenden Etablierung deutlich. Den unterschiedlichen Aktionsraumgrößen braucht keine größere Bedeutung beigemessen werden, da beispielsweise KUZNECOV et al. (1963, zit. in KLAUS et al., 1990) die Größe von Aufenthaltsgebieten zweier Gesperre über den ganzen Sommer hinweg mit lediglich 1,5 ha - 2,5 ha angeben.

Die ausgelassene Henne liefert folglich eindeutige Hinweise darauf, dass sowohl das Brut-, als auch das Führungsverhalten der gezüchteten Birkhennen intakt ist.

Im Vergleich zu autochthonen Populationen liegt das gezeigte Aktivitätsverhalten der ausgelassenen Birkhühner innerhalb des artspezifischen Verhaltensrepertoires. Dies trifft neben den endogen stimulierten saisonalen Änderungen der Mobilität und der Aktionsraumgrößen auch für Migrationen aus dem Riedbereich zu. Unter diesem Aspekt stellt sich die Frage inwieweit das saisonale Aktivitätsverhalten neu ausgelassener Tiere durch die Auslassungen überlagert bzw. beeinflusst wird und ob die jeweiligen Auslasstermine eine Etablierung im Wurzacher Ried erleichtern oder erschweren?

Die Überlebensdauer von vier während der Orientierungsphase ausgelassenen Hennen war mit  $25 \pm 10$  Tagen gering. Ihre tägliche Mobilität war zwar im Vergleich zu subadulten oder adulter im Moor lebender Artgenossen signifikant niedriger bzw. gleich. Ihre Aktionsraumgrößen wiesen aber die gleichen Ausdehnungen wie die der Vergleichsgruppen auf. Allerdings etablierten sie sich nicht in Aktionszentren, so dass sie mehr oder weniger permanent im Gebiet umherstreiften. Im Gegensatz dazu nutzen drei Hennen, die nur wenige Wochen später während der Legeperiode ausgelassen wurden, kleinere Aktionsräume und etablierten sich in Aktionszentren. Ihre durchschnittliche Überlebensdauer betrug  $40 \pm 35$  Tage. Ihre tägliche Mobilität wich jedoch nicht signifikant von der oben erwähnten Gruppe ab. Die geringsten Mobilitätswerte wiesen Hennen auf, die zur Mauser ausgelassen wurden. Sie nutzten nur kleine Gebiete, in denen sie sich wenig bewegten. In diesem Fall wurde allerdings die Aktivität maßgeblich von drei miteinander vergesellschafteten Hennen bestimmt, die nach ihrer Auslassung für ca. vier Wochen den Volierenbereich praktisch nicht verließen. Ihre Überlebensdauer betrug  $226 \pm 207$  Tage.

Trotz der kurzen Überlebenszeiten und geringen Anzahl besonderter Tiere ergaben sich Hinweise darauf, dass die Aktivität neu ausgelassener Hennen vom Frühjahr zum Sommer/Herbst abnahm. Damit wird das endogen festgelegte saisonale Aktivitätsverhalten nicht durch die Auslassung überlagert. Das bedeutet: Vor allem während der Fortpflanzungsphase ausgelassene Hennen können sich nicht allmählich in ihrem neuen Lebensraum bzw. in einem kleinen Gebiet etablieren und weisen vermutlich deshalb kürzere Überlebenszeiten auf.

Dieses bestätigte sich auch bei den im Herbst ausgelassenen Tieren, obwohl direkte Vergleiche mit im Moor lebenden gleichaltrigen und ein Jahr älteren Birkhühnern nur ansatzweise angestellt werden konnten. Juvenile Hähne zeigten nach den Herbstauslassungen aber dasselbe Aktivitätsverhalten wie im Moor lebende adulte Hähne. Junghennen waren hingegen mobiler als Hennen der beiden anderen Altersgruppen. Auch innerhalb der Juvenilen stellten die Hennen das mobilere Geschlecht dar, da sie die höhere tägliche Mobilität zeigten. Die Aktionsraumgrößen beider Geschlechter unterschieden sich allerdings nicht, auch wenn die Aktionsräume der Hennen den höheren Durchschnittswert aufwiesen (Hähne:  $218 \pm 139$  ha; Hennen:  $253 \pm 194$  ha). Hier könnte sich wiederum, wie bereits oben angesprochen, die höhere Mobilität und die geringere Standorttreue der Hennen andeuten.

Die unterschiedlichen Aktivitätswerte in den Herbstmonaten der einzelnen Auslassjahre zeigen, dass die jahreszeitlich stimulierte Aktivität auch von exogenen Faktoren beeinflusst werden kann.

Im Herbst 1991 waren sowohl die tägliche Mobilität als auch die Aktionsraumgrößen gegenüber den anderen Jahren deutlich erhöht. Als Ursachen schieden Änderungen in den Haltungs- bzw. Aufzuchtbedingungen der Tiere sowie eine höhere Intensität anthropogener Störungen oder höhere Parasitenbelastung (vgl. STRAUß, 1996) aus. Zu beobachten war aber eine hohe Mortalitätsrate nach den Herbstauslassungen, die auf eine höhere Prädatorendichte zurückgeführt werden könnte. Als Indizien dafür können die hohen Fuchsstrecken und die vermehrten Habichtsbeobachtungen in diesem Jahr herangezogen werden. Vor allem juvenile Birkhühner wandern nach massiven oder sich mehrmals wiederholenden Störungen ab und suchen ruhigere Gebiete auf (MÜLLER, mdl; SODEIKAT, 1995). Selbst die Nutzung optimaler Gebiete kann durch Prädatoren verhindert werden (BAINES, 1989). Diese Feststellungen könnten die Ursache für die erstmalig im Herbst 1991 beobachteten Migrationen aus dem Riedbereich sein, die bis dahin nur während der Fortpflanzungsphase beobachtet wurden.

Birkhühner sind durchaus in der Lage größere Entfernungen zu überbrücken. Als Spitzenwerte werden bis zu 100 Kilometer genannt, geringere Distanzen zwischen 20 km und 50 km dürften aber eher die Regel sein (ANONYMUS, 1940; FEILER, 1967 zit., in KLAUS et al. 1990; NAPPEÉ, 1982). Auch ausgelassene Birkhühner können beachtliche Entfernungen zurücklegen, wobei Distanzen von 10 - 22 Kilometern belegt sind (CLEMENS, 1990; SODEIKAT, 1995). Dies gilt auch für die ausgelassenen Birkhühner im Wurzacher Ried. Ein im Frühjahr 1988 aus dem Wurzacher Ried verstrichener, besonderer Birkhahn bewältigte in maximal zwanzig Minuten eine Strecke von ca. 17 Kilometern. Die größte belegte Strecke legte eine 1992 im Wurzacher Ried ausgelassene Henne zurück, die 1997 ca. 50 km vom Auslassort tot aufgefunden wurde.

Die Anfang Juni 1987 im Kürnacher Wald beobachteten Hennen hatten bereits ungefähr die Hälfte der Strecke (32 km) zwischen dem Wurzacher Ried und dem Alpenrand zurückgelegt. Bereits 1972 wurde im Missener Moor südlich Leutkirch (ca. 20 km SO des Wurzacher Rieds) ein Birkhuhn bestätigt, das einer

Alpenpopulation entstammen könnte. Beobachtungen zweier Hennen im Arrisrieder Moos (1997) bzw. Rotmoos bei Isny (2000) zeigen, dass der oberschwäbische Raum auch heute noch von Birkhühnern frequentiert wird. Wandernde Birkhühner wurden auffallend häufig in Moorbereichen angetroffen, die ehemals von Birkhühnern besiedelt waren (Harprechtser - Moos, Taufach - Fetzach - Moos, Gründlenried, Pfrunger Ried; Hergottsried, Füramooserried). Offenbar sind auch die ausgelassenen Birkhühner durchaus in der Lage, Biotopstrukturen zu erkennen, die sich als Lebensraum eignen könnten. Da die Wanderungen der ausgelassenen Tiere zum Teil 15 Tage andauerten, dürften sich die oben erwähnten Moore zumindest als Trittsteine eignen (vgl. STRAUß, 1996). Eine Vernetzung oberschwäbischer Birkhuhnpopulationen mit den Vorkommen im Alpenraum kann deshalb durchaus erwartet werden.

Das gesamte Aktivitätsverhalten der ausgelassenen Birkhühner stimmt im Rahmen der arttypischen Variabilität mit dem autochthoner Populationen überein. Die Größe der saisonal variierenden Aktionsräume und die intensive Nutzung kleiner Aktionszentren lässt auf eine ausreichende Größe des Wurzacher Rieds schließen. Insbesondere die ganzjährige Nutzung kleiner Aktionszentren kann als Indiz einer ausreichenden Struktur- und Nahrungsausstattung des Wurzacher Rieds gewertet werden. Die im Frühjahr auftretenden Wanderungen subadulter Tiere sind eine Folge des artspezifischen Fortpflanzungsverhaltens und können nicht auf eine mangelnde Biotopqualität des Wurzacher Rieds zurückgeführt werden.

#### 4.5 Habitatnutzung

Die Birkhuhnlebensräume liegen im allgemeinen an der Grenze von Waldformationen mit einem hohen Anteil von Heidekrautgewächsen (*Ericaceae*) und einer vielgestaltigen Krautschicht. In Nord- und Mitteleuropa fällt, mit Ausnahme der alpinen Regionen, ein hoher Moor- und Sumpfteil auf, der erst durch anfängliche anthropogene Eingriffe (bäuerliche Torfstiche) für das Birkhuhn in höherem Maße nutzbar wurde. Die Schaffung kleinparzellierter Sekundärbiotope hatte eine höhere Strukturdiversität zur Folge, die eine bedeutendere Rolle im Biotopspektrum des Birkhuhns spielt als die Zusammensetzung der strukturbildenden Pflanzen selbst (BEICHLE, 1987, 1988a; CYR, 1977; GLÄNZER, 1988; MEILE, 1980). Denn Birkhühner nutzen je nach Saison verschiedene Vegetationszonen von 0,1 m bis > 5 m Höhe (BROZIO, 1993; GLÄNZER et al., 1978; GLÄNZER, 1988; MÜLLER, 1983).

In Abhängigkeit von Höhe und Anzahl der Bäume variieren die Nutzungspräferenzen in den einzelnen Verbreitungsgebieten. Danach können Birkhühner in Baumbeständen mit Abschirmungsgraden zwischen 0,7 - 3%, 25 - 50%, 30 - 40% sowie bis 80% angetroffen werden (BEICHLE, 1987; BRITTAS et al., 1990; ERDMANN et al., 1995; MARCSTRÖM et al., 1982). Die Nutzungspräferenzen nehmen jedoch in ganz offenen Bereichen (< 10%) sowie in langsam schließenden (> 24%) und geschlossenen Wäldern (> 75%) deutlich ab (BEICHLE, 1987; BRITTAS et al., 1990, ERDMANN et al., 1995).

Weitere Strukturkriterien wurden von MARCSTRÖM et al. (1982) mit Hilfe des Alters und Durchmessers in Brusthöhe der Stämme angegeben. In diesem Fall nutzten Birkhühner Jungaufwüchse mit Baumhöhen > 50 cm und einem Durchmesser von 10 cm. Aber die Birkhühner suchten auch ältere Bestände mit Durchmessern von 10 - 20 cm auf. Kahlschläge (Höhen < 0,5 m) wurden gemieden. Hähne und nicht führende Hennen bevorzugten junge Bestände bis zu einem Durchmesser von 10 - 20 cm und einer Baumhöhe > 3 m (BRITTAS et al., 1990). Gesperre führende Hennen nutzten häufiger Waldränder und

ältere Bestände, die auch noch von Hähnen aufgesucht wurden. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen KLAUS et al. (1991) im Thüringer Wald, wo Birkhühner neben Hochmooren und jungen Fichtenpflanzungen (0 - 10 Jahre; Höhen < 3 m) auch Kahlfleichen bevorzugt nutzen. Diese Kahlfleichen stellen allerdings ein Resultat von Wind-, Feuer-, und Insektenkalamitäten dar und sind somit reichhaltiger strukturiert als die maschinell gerodeten Flächen in Skandinavien. Hennen wurden im Thüringer Wald, im Gegensatz zu Skandinavien, häufiger in älteren Beständen angetroffen als Hähne.

Hinsichtlich der Strauchschicht bevorzugen insbesondere Gesperre Bereiche mit Deckungsgraden zwischen 41 - 60%. Nutzungsschwerpunkte von Hähnen und nicht führenden Hennen lagen in dichteren Strauchhabitaten (> 60%). Generell sollte die Strauchschicht mindestens 20% decken, da Bereiche mit geringen Dichten von allen Birkhühnern gemieden wurden (BRITTAS et al., 1990; MARCSTRÖM et al., 1982).

Trotz dieser doch recht breiten Nutzungspalette kann festgehalten werden, dass bei Verlust der Strukturdiversität, wie in völlig baumfreien Heiden (HÜPOPP et al., 1988; KLAUS, 1987) oder Kahlschlägen (BRITTAS et al., 1990; MARCSTRÖM et al., 1982) eine Nutzung durch das Birkhuhn nicht mehr erfolgt. Dasselbe gilt für geschlossene Wälder (ANGELSTAM, 1983; BEICHLE, 1987; BRITTAS et al., 1990; KLAUS, 1987, MÜLLER, 1980). Die im Wurzacher Ried vorkommenden Strukturtypen decken das gesamte Spektrum der von Birkhühnern genutzten, aber auch gemiedenen Strukturbereiche ab (s. S. 50; Kap. 3.8. ff). Nutzungsschwerpunkte lagen zum einen in „verbuschten“ Habitaten, in denen die Abschirmung durch die ein bis drei Meter hohen Bergkiefern 2,5% und die Deckung durch die Strauchschicht maximal 35% betragen (Strukturklasse 3/7). Zum anderen kamen sie häufig dort vor, wo die Abschirmung durch die Baumschicht (Höhe < 4 m) bis 35% oder die Deckung der Strauchschicht > 35% betrug (Strukturklasse 1/5). Beide Strukturklassen bieten ein kleinräumig verzahntes Mosaik aus freien Flächen und Einzelbäumen bzw. Baumgruppen. Die offenen Bereiche ermöglichen eine gute Weitsicht, die Bergkiefern oder Bergkieferngruppen bieten Deckungsmöglichkeiten, wenn diese nicht bereits schon durch die Strauchschicht gegeben sind. Diese Flächen besitzen ein hohes Angebot an Nahrungspflanzen, so dass eine mehr als ausreichende Nahrungsgrundlage vorhanden ist (vgl. STRAUB, 1996). Die genannten Strukturtypen repräsentieren am besten eine sich auflösende Waldrandstruktur, in der das Birkhuhn ökologisch eingemischt ist (BEICHLE, 1987). Durch die enge Verzahnung mit dichter strukturierten Bereichen (Strukturklasse 2/6) erhöht sich der Grenzlinienreichtum und die Strukturdiversität, wie es beispielsweise im Bereich der Raster 28/39 bis 30/39 und 28/37 bis 30/37 der Fall ist (vgl. Anhang 2).

Die Nutzung der unterschiedlichen Strukturtypen durch subadulte und adulte Birkhühner im Winter wich im Wurzacher Ried nur minimal voneinander ab. Diese Tatsache ist unter dem Aspekt der Eingewöhnung subadulter Birkhühner bedeutsam. Die subadulten Tiere sind bereits zwei bis drei Monate nach ihrer Auslassung in der Lage die für den Winter geeigneten Habitatstrukturen zu selektieren. Allerdings erleichterte die Bildung von Wintertrupps die Habitatwahl. Adulten Birkhühnern kommt im Trupp sicherlich eine Führungsrolle zu, so dass Subadulte u. a. von der Ortskenntnis der Adulten profitieren können. ANGELSTAM (1984b) vermutet, dass erfahrene Tiere die Sicherheit im Trupp erhöhen und somit eine gewisse Leitfunktion ausüben.

Folglich differiert, nach Auflösung der Wintertrupps, die Habitatnutzung adulter und subadulter Birkhühner in größerem Maße. Während der Orientierungsphase nutzten subadulte Tiere eine Vielzahl von Strukturtypen, was als Folge der zu diesem Zeitpunkt vorherrschenden hohen Aktivität angesehen werden kann.

Denn nach Beendigung der Orientierungsphase glich sich die Habitatnutzung beider Altersgruppen wieder an und differierte bei den Hähnen für den während der Rest des Jahres nur noch unwesentlich, auch wenn subadulte Birkhühner beiderlei Geschlechts ganzjährig zu stärker strukturierten Habitaten tendierten. Stärker strukturierte Habitate spielen allerdings vor allem im Winter und während der Mauser auch für adulte Tiere eine bedeutende Rolle. Das höhere Deckungsbedürfnis wird zum einen durch den fehlenden Blattaustrieb der Laubbäume und Sträucher im Winter, zum anderen durch das eingeschränkte Flugvermögen während der Mauser erklärt (GLÄNZER, 1988; KLAUS et al., 1991). In diesen Abschnitten spielten im Wurzacher Ried ursprüngliche Hochmoorflächen mit ihren großflächigen Bergkiefernbeständen eine dominierendere Rolle als Abtorfungsflächen. Dies dokumentierte sich vor allem im Winter, in dem Birkhühner nur sporadisch auf Abtorfungsflächen zu lokalisieren waren. Erst im Sommerhalbjahr konnte, nach erfolgtem Blattaustrieb der Zwergstrauchschicht (v. a. Rauschbeere, *Vacc. uliginosum*) auf den Abtorfungsflächen, die fehlende Deckung der Baumschicht kompensiert werden und eine stetigere Nutzung dieser Flächen erfolgen. Die Abtorfungsflächen im Wurzacher Ried können damit als ergänzende Nahrungsräume angesehen werden, da auf den ursprünglichen Hochmoorstadien genügend Nahrung und Deckung vorhanden ist (vgl. STRAUß, 1996).

Im Gegensatz zu den Hennen suchten Hähne beider Altergruppen ganzjährig stärker strukturierte Habitatbereiche auf und hielten sich vor allem während der Mauser und im Herbst häufiger in ursprünglichen Hochmoorbereichen auf. Diese Nutzungsunterschiede können mit der auffälligeren Gefiederfärbung der Hähne zusammenhängen, die neben dem schnelleren Wachstum für die höhere Mortalität juveniler Hähne verantwortlich ist (ANGELSTAM, 1984a). Damit lässt sich jedoch die Vorliebe subadulter Hennen für stärker strukturierte Bereiche und die Meidung der Abtorfungsflächen während der Legephase nicht erklären. Möglicherweise müssen die subadulten Tiere erst im Verlaufe eines Jahreszyklus die verschiedenen Strukturtypen kennen lernen. Aufgrund der mehrjährigen Erfahrung adulter Hennen ist es denkbar, dass sie sich an die Vorzüge der Abtorfungsbereiche, wie Trockenheit, Deckung und Insektenreichtum erinnern. Prinzipiell nutzten subadulte Birkhühner in ihrem ersten Jahr eine höhere Strukturvielfalt als adulte Tiere. Letztere scheinen aufgrund ihrer Orts- und Gebietskenntnis schärfer selektieren zu können, da bestimmte Strukturtypen häufiger bevorzugt oder gemieden wurden, subadulte jedoch etliche Strukturtypen ihrem Angebot entsprechend nutzten.

Dies gilt jedoch nicht für völlig freie oder geschlossene Habitatbereiche, die von der Auslassung an von allen Birkhühnern gemieden wurden. Die ausgelassenen Tiere sind somit in der Lage von Anfang an ungeeignete Habitate zu erkennen und zu meiden. Eine Ausnahme hiervon stellten nur die während der Orientierungsphase ausgelassenen Hennen dar, die keine Strukturtypen bevorzugten. Hierbei dürfte die geringe Überlebensdauer, die fehlende Ortskenntnis und die mobilitätsintensive Fortpflanzungsphase für das diffuse Bild verantwortlich sein. Zur Legephase und Mauser ausgelassene Hennen nutzten den Raum hingegen selektiv, und es waren keine wesentlichen Verschiebungen gegenüber freilebenden Artgenossen zu erkennen. Dies setzte sich bei im Herbst ausgelassenen juvenilen Hähnen und Hennen fort. Die Unterschiede zu den bereits länger im Moor lebenden Artgenossen waren gering. Die juvenilen Tiere nutzten lediglich in ursprünglichen Moorbereichen häufiger dichter strukturierte und auf Abtorfungsflächen strauchreiche Gebiete mit geringem Baumaufwuchs in höherem Maße.

So zeigte auch die große Gruppe der im Herbst ausgelassenen, juvenilen Tiere vergleichbare Habitatpräferenzen wie ihre subadulten bzw. adulten Artgenossen und damit die Fähigkeit einer artspezifischen, großflächigen Habitatselektion.

Neben der Selektion großflächiger Strukturtypen ist aber auch die kleinräumige Nutzung der Strukturen als Ruhe-, Schlaf-, Brut-, Huderplätze und der Schneehöhlen von entscheidender Bedeutung (s. S. 69; Kap. 3.9 ff). Dies gilt insbesondere für die Auswahl der Balzplätze, da sich die Tiere hier nicht nur gegenüber ihren Artgenossen sondern auch gegenüber ihren potentiellen Beutegreifern offen exponieren.

Die Balzplätze sind die offensten und übersichtlichsten Habitate, welche die Birkhühner im Jahresverlauf aufsuchen (GLÄNZER, 1988; GLUTZ et al., 1973; KLAUS, 1987; KLAUS et al., 1991; MÜLLER, 1983; SCHULENBURG, 1991, PARR et al., 1988). Sie befinden sich in freien Niedermoor-, Hochmoor- und Heidebereichen, auf Eisflächen, auf Wiesen, auf Kahlschlägen, auf Windwurfflächen oder in Gebirgen auf konvexen Kuppen. Sie sind an niedrige Vegetation von <10 cm bis maximal 40 cm Höhe gebunden (u.a. BROZIO, 1990; GLÄNZER, 1988; HOVI et al., 1996; KLAUS et al., 1991; MEILE, 1980; PARR et al., 1988; ROBINSON et al., 1993; SIEBER et al., 1998). Der Abstand zu Waldkulissen beträgt je nach Gebiet 140 - 800 m (GLÄNZER, 1980; MÜLLER, 1988a; PARR et al., 1988), allerdings kommen auch geringere Abstände von 20 - 30 m vor (KLAUS et al., 1991).

Die Balzplätze im Wurzacher Ried lagen zum überwiegenden Teil im Hochmoorkörper, wobei noch relativ unberührte aber auch verheidete Hochmoorbereiche genutzt wurden. Bezüglich der Abschirmung durch die Baumschicht ( $0,8 \pm 1,4\%$ ), der Höhe der Kraut- und Strauchschicht ( $0,19 \pm 0,10$  m), der horizontalen Vegetationsdichte (0% in allen Höhenstufen und Richtungen) und der Horizontwinkel (Median = 2,5%) wiesen sie die geringsten Werte und die geringste Streuung aller untersuchten Standorte auf (vgl. Anhang 42; 43; 44). Obwohl im Mittel Bäume oder kleine Baumgruppen nur  $24,7 \pm 42,3$  m vom eigentlichen Balzplatz entfernt waren, war dennoch in allen Fällen eine ungehinderte Rundumsicht gegeben, da die Bäume entweder am Absterben oder nur von geringer Höhe ( $1,49 \pm 0,23$  m) waren. Durch ihre freie Lage im Raum ermöglichten die Balzplätze eine ausreichende Nah- und Fernsicht, so dass Beutegreifer auf dem Boden und aus der Luft rechtzeitig erkannt werden konnten. Zumindest in einem Fall setzten die ausgelassenen Hähne nach 1988 die Nutzung auf einem traditionellen Balzplatz (RQ: 34/40; vgl. Anhang 2) fort, obwohl zu diesem Zeitpunkt keine Traditionsträger mehr vorhanden waren. Die ausgelassenen Hähne suchten somit nicht nur freie Bereiche für ihre Balzaktivitäten aus, sondern sie waren auch in der Lage die günstigsten Balzplatzstrukturen im Raum zu selektieren. Möglicherweise wurde die Nutzung weiterer traditioneller Balzplätze nur dadurch verhindert, dass in den beiden Freilandvolieren Balzaktivitäten stattfanden. Die balzenden Volierenhähne übten eine hohe Anziehungskraft auf die Hähne im Freiland aus, so dass sich vor allem gegen Ende der Balzperiode das Balzgeschehen immer mehr zu den Volieren verlagerte. Darauf könnte auch die Etablierung eines neuen Balzplatzes im Westteil (RQ: 34/35) zurückzuführen sein, der in Hörweite zur dortigen Voliere lag. Auch wenn dieser Balzplatz in freiem Gelände und mittig zwischen zwei Deckungskomplexen lag, stellte er unter Umständen nur ein Kompromiss zwischen Volierennähe und geeigneter Balzplatzstruktur dar. In unmittelbarer Volierennähe waren nämlich keine geeigneten Balzplatzstrukturen vorhanden. Dennoch wurden dort zwischen 1991 und 1993 keine Verluste durch Prädatoren registriert.



Im Gegensatz zu den Balzplätzen variierten die im Wurzacher Ried gefundenen Brutplätze hinsichtlich des Untergrundes, der Abschirmungsgrade durch die Baumschicht ( $8,0 \pm 4,1\%$  in Strukturklassen Nr. 3/7 und Nr. 9/10 sowie  $13,9 \pm 2,9\%$  in Strukturtypen Nr. 2, Nr. 3), der horizontalen Vegetationsdichte (in 0,50 m Höhe in 2 m Entfernung = 0 - 100%; in 5 m Entfernung = 80 - 100%; in 10 m Entfernung = 80 - 100%) und der Horizontwinkel (Median =  $4^\circ$ ). Die Höhe der Vegetation am Neststandort betrug  $0,21 \pm 0,18$  m und war damit höher als an den übrigen Standorten. Die von der Baumschicht verursachte Abschirmung im Nahbereich betrug im Schnitt  $6,7 \pm 7,7\%$ , die Höhe der Kraut- und Strauchschicht lag bei  $0,23 \pm 0,15$  m. Obwohl die einzelnen Parameter eine hohe Variabilität aufweisen, waren alle Nester allein durch die Strauch- und Krautschicht des Neststandes und der Nestumgebung gut gedeckt. Eine Fernsicht war erst ab einer Höhe von  $> 1,00$  m möglich, da bei einer Höhe von 0,50 m bereits auf 5 m Entfernung keine Sichtmöglichkeit mehr vorhanden war.

Birkhuhnester liegen gut in strauchreicher Vegetation verborgen oder an Bäumen, wobei die Höhe der Vegetation 40 cm selten überschreitet, aber auch bis 51 cm Höhe betragen kann (BERNARD, 1982; GLÄNZER, 1980, 1988; PARR et al., 1988; STORAAS et al., 1982). Besonders wichtig scheint eine höhere Strauchvegetation zu sein (BRITTAS et al., 1990; NIEWOLD et al., 1982; NIEWOLD, 1996; STORAAS et al., 1987). Eine Anlehnung an einen Baum konnte im Wurzacher Ried nicht in allen Fällen nachgewiesen werden. Einige Nester waren aber in Rauschbeersträuchern angelegt, die eine Höhe bis zu 70 cm erreichten.

Der Neststandort selbst ist variabel, auch wenn sich manchmal Bevorzugungen für strauchreiche Heidegebiete oder für jüngere Baumbestände (Baumhöhe  $< 3$  m) ergeben (BERNARD, 1982; BRITTAS et al., 1991; NIEWOLD, 1996). Eine Bevorzugung bestimmter Neststandorte schließen STORAAS et al. (1987) jedoch aufgrund ihrer Ergebnisse aus. Nach ihrer Ansicht dient die hohe Variabilität der Neststandorte der Feindvermeidung, da eine enge Habitatbindung Prädatoren eine leichtere Erbeutung ermöglicht.

Möglicherweise dient auch die abnehmende horizontale Vegetationsdichte in der Höhenstufe zwischen 0,50 m und 1,00 m der Neststandorte im Wurzacher Ried zur Feinvermeidung. Beim Aufsuchen ihres Nestes können die Hennen von einem höheren Standort nochmals die unmittelbare Nestumgebung einsehen und kontrollieren, bevor sie das Nest aufsuchen und wieder zu brüten beginnen.

Nach heutigem Kenntnisstand liegt beim Birkhuhn kein genetisches Habitatmuster für Bruthabitate vor (STORAAS et al., 1982), so dass die hohe Variabilität der Neststandorte im Wurzacher Ried als normal und als Strategie zur Feindvermeidung angesehen werden muss. Trotz der Volierenaufzucht war bei diesen in der Voliere großgezogenen Tieren keine Prägung an ein bestimmtes Bruthabitat erfolgt.

Eine Prägung durch die Volierenaufzucht scheint auch nach der Analyse der Ruhe- und Schlafplätze ausgeschlossen. Erstere zeichnen sich durch ihre Heterogenität, letztere durch ihre Homogenität aus. Beide Ausprägungen können wiederum mit der Feindvermeidung in Zusammenhang gebracht werden, wobei die Lichtverhältnisse eine entscheidende Rolle spielen. So waren die bei Tage aufgesuchten Ruheplätze in höherem Maße durch die Baum-, Strauch- und Krautschicht gedeckt als die über Nacht genutzten Schlafplätze.

90% der Ruheplätze lagen unter einem Einzelbaum- oder Baumkomplex, bei den Schlafplätzen waren es nur 7,5%. Dabei war auf den Ruheplätzen die Entfernung zum Stamm (Ruheplätze:  $0,71 \pm 0,42$  m; Schlafplätze:  $0,83 \pm 0,49$  m) und zu den untersten Ästen signifikant geringer (Ruheplätze:  $0,41 \pm 0,21$  m;

Schlafplätze:  $0,83 \pm 0,46$ ). Die Ruheplätze wurden im Mittel zu  $24,5 \pm 5,9$  % von der Baumschicht abgedeckt, die Schlafplätze nur zu  $13,8 \pm 5,2$ %. In der Umgebung beider Standorte wurden unabhängig der Strukturtypen  $19,1 \pm 16,7$ % (Ruheplätze) bzw.  $10,0 \pm 12,7$ % (Schlafplätze) von Einzelbäumen oder Baumkomplexen abgeschirmt. Hier manifestiert sich bereits, dass die Birkhühner am Tag dichtere Strukturen aufsuchten.

Das höhere Deckungsbedürfnis auf den Ruheplätzen zeigte sich auch in der Höhe der umgebenden Strauch- und Krautschicht ( $0,21 \pm 0,16$  m  $\leftrightarrow$   $0,19 \pm 0,14$  m), in den Horizontwinkeln (Median:  $11,7^\circ \leftrightarrow 4,5^\circ$ ) und in der horizontalen Vegetationsdichte (z.B. in 0,50 m Höhe in 5 m Entfernung = 41 - 60%  $\leftrightarrow$  21 - 40%). Sämtliche der genannten Parameter erreichten auf bzw. in der Umgebung der Ruheplätze höhere Werte (vgl. Anhang 42 - 44). Die Ruheplätze wurden zu 79% auf einem Kreisbogen von mindestens  $90^\circ$  durch die Baumschicht abgedeckt, so dass auf diesem Sektor keine Fernsicht möglich war bzw. die ruhenden Birkhühner von dieser Seite aus auch nicht aus der Luft angegriffen werden konnten. Die horizontale Vegetationsdichte auf dem zwei - und fünf - Meter - Radius hingegen erlaubte in den 0,50 m und 1,00 m Höhenstufen eine ausreichende Nahsicht, so dass vom Boden sich annähernde Beutegreifer rechtzeitig erkannt werden konnten. In der Regel waren die Ruheplätze somit nach einer Seite durch die Baumschicht geschützt, die aber auf den untersten beiden Höhenstufen ausreichende Sichtmöglichkeiten zuließ, um Bodenfeinde rechtzeitig erkennen zu können. Nach der anderen Seite waren die Ruheplätze frei, damit anjagende Habichte frühzeitig auszumachen waren.

Bezüglich der letztgenannten zwei Parameter waren die Schlafplätze völlig anders strukturiert. 97% aller Schlafplätze wiesen auf einem Radius  $> 315^\circ$  Fernsichtmöglichkeiten und innerhalb eines 10 m - Radius praktisch ungehinderte Nahsicht auf. Bei Nacht exponierten sich die Birkhühner in freien Habitatbereichen, da sie, zumindest im Wurzacher Ried, mit keinem Angriff aus der Luft rechnen müssen. Gegen Bodenfeinde hingegen schützte sie der strukturarme und damit übersichtliche Nahbereich. Oftmals waren die Schlafplätze auf Bulten exponiert, um eine noch bessere Übersichtlichkeit zu gewährleisten. Diese Bestreben nach Übersichtlichkeit dokumentierte sich auch in den wenigen Fällen, wo Schlafplätze an oder unter einem Baum angelegt waren. Die größere Entfernung zum Stamm und zu den untersten Ästen garantierte, im Vergleich zu Ruheplätzen, eine bessere Übersichtlichkeit der näheren und weiteren Umgebung.

Die Fähigkeit zu kleinräumiger Habitatselektion wurde zum einen durch die unterschiedlichen Abschirmungsprozente der Baumschicht beider Standorte innerhalb einer Strukturklasse, zum anderen durch übereinstimmende Abschirmungsprozente beider Standorte in verschiedenen Strukturklassen dokumentiert. Das heißt, die Birkhühner waren in der Lage innerhalb einer Klasse kleinräumige Bereiche zu selektieren, die den Bedürfnissen des jeweiligen Standortes entsprachen. Auf diese Weise waren beispielsweise auch stärker strukturierte Bereiche - wenn auch mit Einschränkungen - nutzbar. Möglicherweise ist das die Erklärung dafür, dass PARR et al. (1988) und NIEWOLD (1996) von Schlafplätzen in höheren Heidebeständen bzw. Ruhe- und Schlafplätze in dichter Kräutervegetation berichten, die zumindest im Nahbereich die Übersichtlichkeit deutlich einschränken dürften. SAEMANN et al. (1996) vergleichen hingegen Schlafplätze mit Balzplätzen, da beide eine ähnliche Struktur aufweisen. Diese Charakterisierung ist auf das Wurzacher Ried übertragbar. Zumindest im Nahbereich der Schlafplätze waren kaum Bäume und eine hohe Strukturarmut festzustellen. Offenbar stellt in großflächigen Heidebereichen oder beim Fehlen aus-

reichend hoher Bäume in den bevorzugt genutzten Habitaten die Übernachtung am Boden die bessere Strategie dar, da im Wurzacher Ried keine Schlafbäume gefunden wurden. Dass die Übernachtung auf Schlafbäumen nicht obligatorischer Bestandteil des Verhaltensrepertoires von einzelnen Populationen sein muss, bestätigt MEES (1980), der in norddeutschen Mooren ausschließlich am Boden angelegte Schlafplätze und ebenfalls keine Schlafbäume nachweisen konnte.

In ebenfalls relativ offenen Habitatbereichen lagen die frei exponierten Huderpfannen, die vergleichbar den Ruheplätzen tagsüber angelegt werden. Die Abschirmung durch die Baumschicht der Umgebung erreichte  $8,5 \pm 7,0\%$ , so dass bezüglich der horizontalen Vegetationsdichte auf allen drei Entfernungsstufen nur geringe Unterschiede auftraten. In der Regel war auch eine gute Fernsicht vorhanden, der Median der Horizontwinkel lag bei  $6,7^\circ$ . Allerdings war nicht auf allen Huderplätzen eine  $360^\circ$  Rundsicht möglich, da die Abbruchkanten der Torfstiche die Sicht behinderten. Nur die Vegetation der Strauch- und Krautschicht erreichte in der Umgebung der Huderpfannen, im Vergleich zu den anderen Standorten, mit  $0,26 \pm 0,22$  m die höchsten Werte. Hierfür war vor allem das hoch wachsende Pfeifengras (*Molinia caerulea*) verantwortlich ( $\varnothing = 0,77$  m), das an  $72,7\%$  der Huderpfannen nachgewiesen wurde. Diese ursprünglich auf Streuwiesen wachsende Pflanze findet in Hochmooren mit gestörtem Wasserhaushalt neue Lebensräume. Dies gilt insbesondere für trockene Torfstichrücken und Abbruchkanten, die auch apere und trockene Torfflächen aufweisen. Wenn auch sonst als Deckungsstruktur gemieden, bietet das hochwachsende Pfeifengras in diesem speziellen Fall eine Alternative zu Zwergsträuchern oder Bäumen, die das grundlegende Schutz- und Deckungsbedürfnis der Birkhühner befriedigen kann.

Dem Schutz vor Beutegreifern, in aller erster Linie aber der Energieersparnis, dient die Anlage von Schneehöhlen. Für gewöhnlich werden Schneehöhlen bei Temperaturen unter  $-4^\circ$  C gegraben (GLUTZ et al., 1973, KLAUS et al., 1990, SWENSON et al., 1991). Bei Umgebungstemperaturen von  $-25,5^\circ$  wurden in Schneehöhlen  $+3,5^\circ$  gemessen (STÜWE, mdl. zit. in KLAUS et al., 1990). Schneehöhlen sind damit in kälteren Regionen (Alpen, Fennoskandien) für ein erfolgreiches Überwintern erforderlich (GLUTZ et al., 1973). MARJAKANGAS (1990) sieht in den Schneehöhlen aber auch eine Form der Feindvermeidung, da sich Birkhühner auch bei milden Temperaturen eingraben bzw. bei kalten Temperaturen in dichten, windgeschützten Beständen überleben können.

Die für die Anlage erforderliche Mindestschneehöhe wird mit ca. 0,30 m angegeben (MARTI, (1985; STÜWE, 1989). Diese Schneehöhe wurde im Wurzacher Ried nur für kurze Zeit im Winter 1990/91 erreicht. Die Schneehöhe in der Umgebung der vier untersuchten Höhlen betrug damals  $0,29 \pm 0,06$  m, die als unterste Grenze gelten kann. Neben der geringen Schneelage war auch die Tatsache, die Tiere im Winter so wenig wie möglich zu stören, für die geringe Anzahl untersuchter Schneehöhlen ausschlaggebend. Die vier Schneehöhlen wiesen eine Länge von  $0,70 \pm 0,15$  m und einen Durchmesser von  $0,21 \pm 0,01$  m auf. Ihre Form war in je zwei Fällen gerade bzw. halbkreisförmig gebogen. Sie lagen in relativ offenen Habitatbereichen, so dass nur  $8,4 \pm 3,5\%$  von Bergkiefern der näheren Umgebung überschirmt waren.

Zwei Drittel der von STÜWE (1989) untersuchten Schneehöhlen ( $n = 116$ ) maßen im Schnitt 60 cm, wovon 79 eine gerade Form und 37 ein gebogene Form aufwiesen. Damit bewegten sich die von den ausgelassenen Birkhühnern im Wurzacher Ried gegrabenen Schneehöhlen in dem arttypischen Rahmen. Die Auswahl freier Moorflächen ermöglicht, vergleichbar den Schlafplätzen eine gute Nah- und Fernsicht. So

kann die Umgebung vorab genau beobachtet werden. Bedeutsamer als die Form und Funktion der Schneehöhlen ist in diesem Zusammenhang, dass die gezüchteten Birkhühner die Fähigkeit besaßen, Schneehöhlen zu graben, wenn die Schneehöhe dafür ausreichte. Dies ist als weiteres Indiz dafür zu werten, dass die in Gefangenschaft gezüchteten Tiere noch arttypisches Verhaltensrepertoire besitzen. Obwohl die Anlage von Schneehöhlen nur in Ausnahmefällen möglich war, konnten zumindest ab 1988 keine negativen Auswirkungen auf die Kondition beobachtet werden, da die sich Wintergewichte im Rahmen des üblichen bewegten und praktisch keine Wintermortalität festgestellt werden konnte.

Die von den ausgelassenen Birkhühnern gezeigte Habitatnutzung spiegelte den Rahmen des nutzbaren Habitatinventars wider. Deswegen ist die fast vollständige Meidung der das Ried umgebenden Grünlandflächen auffallend.

Nach dem oben aufgeführten Biotopschema ist das Birkhuhn kein ausschließlicher Hochmoorbewohner, sondern sein Vorkommensschwerpunkt liegt bei einem funktionsfähigen Ökosystem vor allem in den nahrungsreichen Randzonen des Hochmoores (DEGN, 1979; LÜTKEPOHL, 1996; MEES, 1980; WIPPER, 1983). Dies bestätigen auch Untersuchungen der Nahrungszusammensetzung von BEICHLE (1985) in Schleswig - Holstein (41,3% Grünlandpflanzen). Demnach müsste auch von den ausgelassenen Birkhühnern im Wurzacher Ried eine kontinuierliche Nutzung randnaher Grünlandflächen erwartet werden. Dies wurde jedoch - von einigen Ausnahmen abgesehen - ab 1988 nicht mehr beobachtet. Die Gründe hierfür lagen in der damaligen für das Birkhuhn ungünstigen Randstruktur begründet. Der natürlich ausgeprägte Übergang vom Hochmoor zum Niedermoor wurde in weiten Bereichen in eine übergangslose, grenzlinienarme Randstruktur überführt. An ihr grenzten Waldformationen und strukturarmes Grünland direkt aneinander. Ersatzstrukturen, wie Weidezaunpfähle, hochgewachsene Grabenränder oder Gehölzpflanzungen, die ein Minimum an Deckungsmöglichkeiten bieten, waren praktisch nicht vorhanden und sind nach BEICHLE (1988b) auch nur bedingt geeignet. Bei Nutzung dieser Flächen setzten sich die Birkhühner aufgrund fehlender Deckung einer hohen Feindexposition aus, was sie instinktiv vermeiden (MÜLLER, 1988a). Zum anderen wurden die meisten der randnahen Niedermoorwiesen zum damaligen Zeitpunkt intensiv bewirtschaftet. Die hohe Mahdfrequenz und der Gülleeintrag hatten eine Florenverarmung zur Folge. Es war praktisch keine Nass- bzw. Streuwiesenflora mehr vorhanden. Intensivwiesen scheiden jedoch als Birkhuhnlebensraum praktisch aus (MÜLLER, briefl.; SCHERZINGER, briefl.; VAUK; briefl. zit. in MEYERHOFER, 1995). Damit kann die Meidung dieser Gebiete als ein positives Zeichen der selektiven Habitatwahl der ausgelassenen Birkhühner bewertet werden. LÜTKEPOHL (1995) und MEES (1980) sehen Ackerbrachen und Feuchtgrünland als wertvolle Bereicherung des mitteleuropäischen Birkhuhnlebensraumes an. Diese erlangen jedoch erst dann Bedeutung, wenn im Hochmoor Nahrungsengpässe entstehen. Mit Nahrungsengpässen war im Wurzacher Ried allerdings in keiner Jahreszeit zu rechnen (STRAUß, 1996). Innerhalb des Hochmoorkörpers grenzten im Westteil auf einer Länge von ca. 1000 m noch relativ ursprüngliche und abgetorfte Hochmoorbereiche aneinander. Eine variantenreiche Strukturierung war durch Torfstiche, vor allem aber durch Bergkiefern- und Bergkieferngruppen auf den Abtorfungsflächen gegeben. Hier war das Nahrungsangebot wegen der unterschiedlichen Degenerationsstadien größer und vielschichtiger als auf der naturnahen Hochmoorfläche (vgl. STRAUß, 1996). Entlang dieser Grenze konnten auf einer Breite von ca. je 100 m 45% aller Lokalisationen (n = 2285) des Westteils registriert werden, so dass in diesem Bereich ein deutlicher Nutzungsschwerpunkt auszumachen war. Die ausgelassenen Birkhühner nutzen folglich in hohem Maße anthropogen geschaffene Randstrukturen des Hochmoores, die in diesem Fall innerhalb des eigentlichen Hochmoorkernes lagen. Im Laufe der Unter-

suchung zeigten sich keine negativen Folgen der Meidung angrenzender Grünlandflächen. Daraus kann gefolgert werden, dass der Verlust der damals nicht nutzbaren Grünlandflächen um das Wurzacher Ried durch die im Hochmoor liegende Randstruktur kompensiert wurde.

Ähnliche Verhältnisse finden wir auch in ursprünglichen skandinavischen Birkwildbiotopen. Viele der dortigen Hochmoorlebensräume sind nahezu ausschließlich von beeren- und flechtenreichen, schütterten Kiefernwäldern umgeben und liegen weit abseits jeglicher landwirtschaftlicher Nutzung. Auch dies ist ein Hinweis, dass Hochmoorbereiche, wie sie im Wurzacher Ried gegeben sind, durchaus als vollwertiger Birkhuhnlebensraum gelten können.

Dennoch war zwischen 1978 und 1985 eine regelmäßige Nutzung einiger extensiv genutzter Wiesen zu beobachten. Es ist wahrscheinlich, dass zu Beginn des Auswilderungsprojektes noch vereinzelt autochthone Tiere im Wurzacher Ried lebten. Ihre Tradition könnte die ausgelassenen Tiere zur Nutzung dieser Grünlandflächen veranlasst haben. Nach 1985 wurde die Nutzung jedoch spontan aufgegeben. Zeitgleich verkleinerten sich die Balzgruppen und Herbsttrupps und hohe Adultverluste waren zu verzeichnen. Diese Anzeichen deuten zumindest auf eine höhere Frequentierung dieser Grünlandbereiche durch Prädatoren hin und könnten für die endgültige Nutzungsaufgabe der Grünlandbereiche verantwortlich sein.

## 4.6 Mortalität und Prädatoren

### a) Volierentiere

In den Auswilderungsvolieren des Wurzacher Rieds traten von 1988 - 1992 insgesamt 24 Verlustergebnisse auf (10,8% v. n = 223 eingesetzten Tieren; s. S. 83; Kap. 3.10. ff). Davon waren 22 juvenile Tiere im Herbst und zwei adulte Tiere im Sommer betroffen. Der bedeutendste Mortalitätsfaktor waren Krankheiten oder Stresssymptome (n = 12; 50,0% v. n = 24), obwohl vorbeugende Maßnahmen, wie mehrmaliger Standortwechsel der Volieren, Kotuntersuchungen und Medikation (vgl. STRAUß, 1996) ergriffen wurden. Allein der Transport vom Züchter und die Verbringung in die Volieren bedeuten für die Tiere eine große Umstellung, so dass latent vorhandene Parasitosen ausbrechen und zu Verlusten führen können (ASCHENBRENNER, 1987, STRAUß, 1996).

Neun Birkhühner (37,5% v. n = 24) fielen Prädatoren zum Opfer. Füchse bzw. Marder erbeuteten zwei Birkhühner (8,3% v. n = 24), indem sie in die Volieren eindrangen oder am Netz ruhende Birkhühner von außen griffen. Durch Eingraben einer PVC - Folie, Anbringung von Brettern und Installation eines Elektrozaunes traten ab 1989 keine weiteren Verluste dieser Art mehr auf. Gegenüber Habichtsanflügen oder Störungen, die zu Totflügen der Birkhühner führten, konnte hingegen kein probates Mittel gefunden werden. Sieben Birkhühner (29,2% v. n = 24) verendeten nach Beuteflügen von Habichten. In einigen Fällen kam es auch zu tödlichen Verletzungen, wenn ein Habicht die gegen das Volierenetz fliegenden Birkhühner greifen konnte. Möglicherweise waren Habichte die Ursache dreier weiterer Totflüge (12,5% v. n = 24), deren Ursache letztendlich aber nicht geklärt werden konnte. Totflüge oder Verletzungen durch Habichte lassen sich ebenso wenig vermeiden (vgl. ASCHENBRENNER, 1985; CLEMENS, 1990; SODEIKAT, mdl.), wie andere Verluste, die CLEMENS (1990) mit 26,9% (n = 45) seines zur Auswilderung bestimmten Besatzes (n = 167) bezifferte. Durch ihren explosionsartigen Schnellstart erreichen Birkhühner auf wenigen Metern hohe Geschwindigkeiten, so dass ein Aufprall an das Netz tödliche Folgen haben kann. In Niedersachsen ergab die Untersuchung von 25 Verlusten aus den Jahren 1984 - 1986 in den meisten

Fällen Verletzungen und Frakturen durch Anflug an das Volierenetz (CLEMENS, 1990). FEHLBERG et al. (1991) stellten bei Verletzungen des Skelett- und Muskelapparates in den meisten Fällen traumatische Insulte und Frakturen fest, die durch Anfliegen an Volierenwände zustande gekommen waren.

Die Bauweise der Volieren im Wurzacher Ried und anderen Auswilderungsprojekten orientierte sich im wesentlichen an den Vorgaben von ASCHENBRENNER (1985), die durch verschiedene Variationen modifiziert wurden. Aber weder Tarnnetze auf dem Dach und ein schräg davon zum unteren Teil der Seitenwände gespanntes engmaschiges Nylonnetz (CLEMENS, 1990), noch eine niedrige Höhe der Volieren (SODEIKAT, 1988a) konnten Verluste durch Anfliegen vermeiden. Tödliche Unfälle ereigneten sich ebenso, wenn der seitliche Maschendraht mit Fichtenzweigen behängt wurde (HAARSTICK, 1984). Auch die abfedernde Wirkung des straff gespannten Volierennetzes im Wurzacher Ried hatte nicht in allen Fällen die erhoffte Schutzfunktion. Gegenüber Verletzungen durch den Habicht schlägt ASCHENBRENNER (1985) eine doppelte Netzkonstruktion aus Maschendraht und Perlonnetz vor, die allerdings Totflüge weiterhin nicht ausschließen kann. Eine gewisse Schutzfunktion dürfte eine ausgeprägte Vegetationsstruktur mit einem hohen Deckungsangebot gewährleisten. Eigene Beobachtungen ergaben, dass Reaktionen auf Habichtsanflüge nicht zu beobachten waren, wenn alle Birkhühner in guter Deckung ruhten, oder sich in dicht bewachsenen Volieren Fluchtreaktionen beim Auffliegen eines Tieres nicht auf alle Tiere übertragen (vgl. BEICHLE, 1988b; CLEMENS, 1990). Letztendlich werden Verluste durch Anfliegen der Volierenwände nicht völlig zu vermeiden sein, da jeder Anflug an ein Hindernis mit Risiken behaftet ist. Auch müssen bei der Anlage von Auswilderungsvolieren Einschränkungen durch die in der Regel trittempfindlichen und schutzwürdigen Gebiete sowie durch behördliche Auflagen berücksichtigt werden, die umfangreiche bauliche Maßnahmen nicht zulassen. Eine einfache Bauweise, die einen raschen Auf- und Abbau ermöglicht, ist gerade im Hinblick auf die Parasitenprophylaxe zu empfehlen (vgl. SODEIKAT, 1988a).

In den Frühjahrs- und Sommermonaten traten, aufgrund kurzfristiger Schlechtwetterperioden, zahlreiche Kükenverluste auf. In den ersten Lebenstagen werden die Küken zur Erhaltung ihrer Körpertemperatur von der Henne gehudert. Anfänglich verbringen sie 83% des Tages unter der Henne, mit 15 Tagen nur noch 40% (GLUTZ et al., 1973). Erst nach drei Wochen sind sie in der Lage, ihre Körpertemperatur zu regulieren. Sie liegt aber im September bei Jungtieren immer noch um ca. 2°C niedriger, als bei Adulten und fällt bei einer Außentemperatur von - 5°C noch beträchtlich ab (RINTAMÄKI et al., 1983 zit. in KLAUS et al., 1990). Deshalb wirken sich niederschlagreiche und kalte Sommer negativ auf den Fortpflanzungserfolg aus (GLUTZ et al., 1973; SCHERZINGER, 1980; SCHRÖDER et al., 1982), obwohl nach MOSS (1986) Birkhühnküken weniger regenempfindlich als Auerhühnküken sind. Auch Auerhühner erleiden nach starken Regenfällen die meisten Kükenverluste (KASTALDEN et al., 1990).

Der Totalverlust von fünf Gesperren (50,0%) in den Volieren des Wurzacher Rieds ging allerdings nicht vorrangig auf schlechte Wetterbedingungen während der Aufzuchtphase, sondern auf starke, langanhaltende Niederschläge an den jeweiligen Schlupfterminen zurück. So überlebten alle Küken eines sieben Tage alten Gesperres im Jahr 1992 eine kurzfristige Schlechtwetterperiode, während die drei Tage alten Küken eines weiteren Gesperres vorsorglich in die Schutzhütte gebracht werden mussten. Die Küken des älteren Gesperres verließen die in der Nähe der Futterstelle ruhende Henne nur kurz, um aus der Futterschüssel Mehlwürmer zu picken. Danach eilten sie auf dem kürzesten Weg zur Henne zurück. Die

bei schlechtem Wetter permanent gefüllte Futterschüssel und die Kenntnis ihres Standortes vermied eine lange Suche nach Insekten und reduzierte die damit verbundenen Wärmeverluste. Diese Stufe der Ortskenntnis war bei dem jüngeren Gesperre noch nicht vorhanden, da die Mehlwurmgaben bei gutem Wetter nur sporadisch erfolgten, die Futterschüssel folglich nur eine Möglichkeit war, sich mit Futter zu versorgen. Vergleichbare Geschehnisse ereigneten sich auch in einem anderen Auswilderungsgebiet (SODEIKAT, 1988a).

Unter weitgehend natürlichen Bedingungen erreichten SODEIKAT et al. (1989) in fünf Jahren einen Aufzuchtserfolg von  $41 \pm 9\%$  (min. 26,6%; max. 50,0%). Insofern können diese Ergebnisse nicht auf das Wurzacher Ried übertragen werden, da hier keine natürlichen Bedingungen mehr gegeben waren. Der Aufzuchtserfolg im Wurzacher Ried von 33,3% lag zwar deutlich über dem Zuchtstandard von 1972 von 15% in überdachten Volieren (SCHERZINGER, 1980), war aber nur durch den Einsatz der Schutzhütten zu erreichen. Unter weitgehend natürlichen Bedingungen wären mit großer Wahrscheinlichkeit weitere 13 Küken aus vier Gesperren den Wetterbedingungen zum Opfer gefallen, so dass nur ein Küken (2,4%) eines weiteren Gesperres die Aufzuchtphase überlebt hätte. Trotz der mit Risiken behafteten Aufzucht in Freilandvolieren stellt diese Vorgehensweise den einzigen Weg dar, die Tiere vom Schlupf an frühzeitig an die biotischen und abiotischen Bedingungen ihres Auslassortes zu gewöhnen. Übertragen auf das Freiland deuten die Erkenntnisse aus den Volierenbruten an, dass kurzfristige Wetteränderungen auf kleine Populationen limitierende Auswirkungen haben können und bestätigen: Demographische Zufallsprozesse können kleine Populationen auslöschen (vgl. HOVESTADT et al., 1992). Es ist von daher nicht auszuschließen, dass auch das Klima bzw. kurzfristige Schlechtwetterperioden den wechselhaften Verlauf des gesamten Projektes sowie den Reproduktionserfolg der brütenden Hennen im Freiland entscheidend mitbestimmt hatten.

#### b) Freilandtiere

Die durchschnittliche Überlebensdauer der besenderten Birkhühner ( $n = 93$ ) betrug  $165,4 \pm 290,1$  Tage, wobei eine starke Streuung von 1 - 1511 Tagen zu beobachten war (s. S. 87; Kap. 3.10.2 ff). In Schleswig - Holstein überlebten zehn ausgewilderte Birkhühner im Mittel 33 Tage (BEICHLER, 1988b, 1989) oder es konnte nur noch „Totalverlust der Tiere“ konstatiert werden (HÄLTERLEIN, 1989). In Niedersachsen waren nach drei Monaten 19 von 25 ausgewilderten Birkhühnern erbeutet oder konnten nicht mehr telemetrisch verfolgt werden (SODEIKAT, 1988a). In einem weiteren Moor in Niedersachsen waren alle 12 Sendertiere nach sechs Wochen erbeutet oder konnten nicht mehr lokalisiert werden (SODEIKAT et al., 1997). Das älteste Tier in Niedersachsen lebte fünf Jahre (SODEIKAT, 2001), in Schleswig - Holstein drei Jahre (KÖLTRINGER, 1997). Auch in Auswilderungsprojekten anderer Raufußhühner traten in kurzen Zeiträumen hohe Verluste auf (BERGMANN et al., 1995; KLAUS, 1998; KURZEJESKI et al., 1988; SCHROTH, 1991; WAGNER, 1990).

Die Gesamtmortalität aller ausgelassener Birkhühner betrug im ersten Jahr 0,64, unter Einbeziehung der Senderdefekte und Senderverluste 0,84. Massierungen von Verlusten traten nach den Auslassungen auf, so dass bereits nach Ablauf der ersten vier Wochen 33 Tiere (35,5% v.  $n = 93$ ) und nach acht Wochen 47 Tiere (50,5% v.  $n = 93$ ) erbeutet oder aus den verschiedensten Gründen nicht mehr zu orten waren. Nach Ablauf des ersten Jahres lebten noch 10 (10,8% v.  $n = 93$ ), nach Ablauf des zweiten Jahres 5 (5,4% v.  $n = 93$ ) der ausgelassenen Tiere. Im folgenden Zeitraum nahm die Mortalität stark ab. Vier Birkhühner (4,3% v.  $n = 93$ ) überlebten das dritte Auslassjahr.

Die Mortalitätskurve im Wurzacher Ried verlief parallel - wenn auch zeitversetzt - zu der in KLAUS et al. (1990) dargestellten Mortalitätskurve autochthoner Populationen. Hohe Ausfälle und damit verbundene kurze Überlebensdauern sind nicht nur ein spezifisches Problem von Wiedereinbürgerungsprojekten. Als r-Strategie werden vom Birkhuhn hohe Verluste, vor allem im ersten Lebensjahr einkalkuliert, wie die hohe Fertilitätsrate der einzelnen Hennen und die Beteiligung subadulter Hennen an der Fortpflanzung zeigt (vgl. GLUTZ et al., 1973). Dabei kommen kurzfristige Bestandesschwankungen eher durch Änderungen der Überlebensrate der Individuen als durch eine Änderung der Fortpflanzungsrate zustande (RAJALA, 1974). Unter natürlichen Bedingungen schlüpfen nur aus 14% bzw. 19% der Eier Küken, die bis zum August überleben (MARJAKANGAS, 1992). Bezogen auf den Zeitraum vom Ei bis zur Vollendung des ersten Lebensjahres kann die Mortalität 89% bis 94% betragen (ANGELSTAM, 1983; LINDÉN, 1981). Für volierengezogene Birkhühner setzen SODEIKAT et al. (1997) eine Mortalitätsrate im ersten Lebensjahr von 90 - 95% an. Hohe Verlusten müssen von vornherein einkalkuliert werden und in der Anzahl ausgewilderter Tiere Berücksichtigung finden, um tatsächliche Ansiedlungseffekte zu erreichen (SODEIKAT et al., 1997, SODEIKAT, 2001).

Die im Wurzacher Ried festgestellte Mortalität ist unter Berücksichtigung der aufgeführten Zahlen nicht als zu hoch zu bewerten. Dennoch können außer der Zucht und Haltung weitere Faktoren die Mortalität volierenzogener Birkhühner beeinträchtigen. Dies gilt für in Volieren häufig auftretende Parasitosen, für die Wahl der Auslasszeitpunkte und Störungen durch den Berichterstatter.

Signifikante Abhängigkeiten zwischen Parasitenbelastung und Mortalität ließen sich jedoch nicht feststellen. Spätestens bei etablierten Birkhühnern konnte eine Beeinflussung durch Parasitosen nicht mehr angenommen werden (STRAUß, 1996). Auch autochthone Populationen weisen einen Durchseuchungsgrad mit verschiedenen Parasitosen zwischen 23% über 62% bis zu saisonal 90% auf (BRGLEZ et al.; 1970; LUND, 1954; ZBINDEN et al., 1985). Da beispielsweise Kokzidioseinfektionen zu einer artspezifischen Immunität führen, werden am Institut für Wildtierforschung an der Tierärztlichen Hochschule Hannover die zur Auswilderung bestimmten Tiere bewusst nicht frei von Parasiten gehalten (BOCH et al., 1983; FEHLBERG et al., 1991).

Bezüglich der Auslasszeitpunkte liegen jedoch Anhaltspunkte vor, die Auslassungen zu bestimmten Jahreszeiten in Frage stellen.

Als besonders ungünstig erwies sich die Fortpflanzungsphase. Sechs besenderte Hennen überlebten in den Jahren 1982 ( $n = 4$ ) und 1987 ( $n = 2$ ) nur  $25 \pm 30$  Tage. Nach  $33 \pm 24$  Tagen war im Jahr 1988 ein Totalausfall sieben weiterer Hennen zu verzeichnen. Signifikant länger ( $226 \pm 207$  Tage) überlebten hingegen vier Hennen, die nach erfolglosen Brut- bzw. Aufzuchtversuchen ausgelassen wurden. Lange Überlebenszeiten ( $249 \pm 346$  Tage) wiesen auch die im September ausgelassenen Jungtiere auf. Die Überlebenszeiten von im Oktober ausgelassenen Jungtieren reduzierten sich wieder deutlich ( $47 \pm 115$  Tage). Auch in anderen Projekten überlebten im Frühjahr ausgelassene Birkhühner nur kurze Zeit, im Herbst ausgelassene Tiere hingegen länger (BEICHLÉ, 1988b; SODEIKAT, 1988a). Allerdings wurde zumindest ein Teil der Tiere nicht über Auswilderungsvolieren sondern lediglich aus Übernachtungskisten ausgewildert.

Die Ursachen der geringen Überlebensdauer können nicht mit den längeren Aufenthalten in den Volieren begründet werden, da im Sommer ausgelassenen Hennen signifikant länger überlebten. Der entscheidende Faktor dürfte in den saisonal unterschiedlichen Mobilitätsphasen liegen, da das Mobilitäts-



verhalten nicht durch die Auslassungen überlagert wird. Für eine erfolgreiche Eingewöhnung und Etablierung im neuen Lebensraum sind nach den vorliegenden Ergebnissen die ersten drei Wochen nach den Auslassungen von existenzieller Bedeutung. Auslassungen zu Zeiten endogen bedingter hoher Mobilität (Orientierungsphase) führen zu einer hohen Nutzung unbekannter Raster und zu kurzen Überlebenszeiten. Umgekehrt ermöglichen Auslassungen in Phasen niedriger Mobilität (Legephase, Mauser) eine allmähliche Etablierung und längere Überlebenszeiten. Erst wenn ein gewisses Maß an Ortskenntnis vorhanden ist, führt hohe Mobilität, in nun bekannten Habitatbereichen, nicht mehr zu höheren Verlustereignissen. So besetzten beispielsweise die im Frühjahr 1988 ausgelassenen Hennen keine Aktionszentren. Im Gegensatz dazu nutzten die während der Mauser ausgelassenen Hennen von Beginn an eng umgrenzte Gebiete. Damit wird die Erkenntnis von ERRINGTON (1946) bestätigt, dass Individuen innerhalb einer Population nicht in gleichem Maße durch Prädation gefährdet sind. Mobile Tiere weisen eine höhere Mortalität auf (vgl. KURZEJESKI et al., 1988) und Territoriumsbesitzer sind gegenüber Fressfeinden weniger anfällig als umherstreifende territorienlose Exemplare (ISBELL et al., 1990).

Mit Änderungen im saisonalen Mobilitätsverhalten lassen sich die kürzeren Lebenszeiten der im Oktober ausgelassenen Birkhühner allerdings nicht erklären. Zum einen waren sie methodisch bedingt, da immer nur maximal acht bis zehn Tiere gleichzeitig in die Auswilderungsvolieren gebracht und nach zweiwöchigem Aufenthalt ausgewildert wurden. Bei einer entsprechenden Anzahl auszuwildernder Tiere zog sich die Herbstauslassung dann zwangsläufig über mehrere Wochen hin. Zum anderen gelangten im Oktober auch einige Birkhühner ins Freiland, die aufgrund von Erkrankungen im September nicht ausgewildert werden konnten. Vier Tiere dieser Gruppe überlebten durchschnittlich  $185,8 \pm 250,7$  Tage (min. = 24; max. = 619 Tage), so dass sich eine mangelnde Fitness dieser Tiere nicht ableiten lässt. Zum Vergleich liegen die von BEICHLÉ (1988b) angegebenen Überlebensdauern seiner im Oktober/November ausgelassenen Birkhühner ( $n = 6$ ) nur bei  $26 \pm 23$  Tagen.

Eventuell hängen die kürzeren Überlebenszeiten mit der im Oktober einsetzenden Maisernte zusammen. Die moornahen Maisfelder dienen Füchsen als Tagesversteck, die sie umgebenden Grünlandflächen als Nahrungsraum. Der Verlust an Deckung außerhalb des Moores könnte zumindest tagsüber eine höhere Nutzung der Moorflächen zur Folge haben. Allerdings scheidet dieser Grund als alleinige Ursache des unterschiedlichen Auswilderungserfolges der einzelnen Herbstauslassungen aus. Die Mortalitätsunterschiede zwischen den ersten beiden (1988/89) und den letzten drei Jahren (1990/91/92) können nur mit einem allgemeinen Anstieg der Räuberichte erklärt werden. Andere Parameter wie Biotop, Haltung, Aufzucht und Auswilderungsmethodik blieben die Jahre über unverändert. Auffallend war, dass die kürzeren Überlebenszeiten mit einer höheren Mobilität und größeren Aktionsräumen gekoppelt waren, die, wie oben beschrieben, in Verbindung mit mangelnder Ortskenntnis für eine rasche Erbeutung ursächlich sind. Hier war aber die erhöhte Aktivität in den letzten drei Auslassjahren nicht endogen stimuliert, sondern vermutlich eine Folge der angestiegenen Prädatorendichte, die den Birkhühnern eine allmähliche Etablierung erschwerte oder unmöglich machte. Nach den vorliegenden Ergebnissen sind, gemessen an den minimalen Überlebenszeiten, Auslassungen während der Fortpflanzungsperiode nicht zu empfehlen. Die späten Sommermonate sind zusammen mit den Septemбераuslassungen die erfolgreichsten Auswilderungstermine, da die im Oktober ausgelassenen Jungtiere bereits deutlich geringere Überlebenszeiten aufwiesen.

Auch die permanente Anwesenheit des Beobachters könnte unter Umständen Prädatoren Hinweise auf die Standorte der Birkhühner, insbesondere aber der Gelege liefern. Bei der Einhaltung gewisser Vorsichtsmaßnahmen lassen sich aber Störungen oder Gelegeverluste vermeiden (CAIZERGUES et al., 1998; COTTER et al., 1995; HANNON et al., 1993). Die Nester sollten nur kurz aufgesucht, die Nestumgebung nicht zertrampelt und Nachkontrollen aus einer Entfernung von 20 m Metern durchgeführt werden. Vor allem das Aufstöbern der Hennen hat Nest- und Kükenverluste zur Folge.

Die Nester im Wurzacher Ried wurden bei Abwesenheit der Henne nur einmal aufgesucht. Weitere Kontrollen erfolgten aus größerer Entfernung (ca. 30 m - 50 m). In keinem Fall war ein Gelege am gleichen oder am folgenden Tag von Prädatoren zerstört. Auch dürfte es sich für den Fuchs energetisch nicht lohnen ganzjährig die Spuren des Bearbeiters gezielt nach Nestern abzusuchen (HANNON et al., 1993).

Welche Faktoren waren nun für die Mortalität der Birkhühner verantwortlich und wie können sie vor dem Hintergrund freilebender Populationen gewertet werden?

Krankheiten, Unfälle, unbekannte Ursachen sowie Senderfunde oder Senderausfälle spielten im Wurzacher Ried nur eine untergeordnete Rolle. Abgesehen von einer Ausnahme konnten Unfälle (n = 6) nur bei neu ausgewilderten, unerfahrenen Birkhühnern festgestellt werden. Hauptverursacher war die durch das Ried führende B 465, an der drei Birkhühner verunglückten. Die Unfallgefahr besteht vermutlich beim flachen Überfliegen des Straßenkörpers. Zudem finden sich entlang der Bundesstraße ausgedehnte Heidelbeerbestände und begrünte Randstreifen. Vor allem die proteinreiche Nahrung der Randstreifen ist den Frühjahrsmonaten für Hennen attraktiv, wie mehrere Beobachtungen von Hennen im März/April der Jahre 1991/92 bei der Nahrungsaufnahme zeigten. Die an Krankheiten verendeten Tiere (n = 5) wiesen mit  $13 \pm 9$  Tagen ebenfalls nur eine geringe Überlebensdauer auf. Innerhalb des Moorkörpers stellen die schmalen Schlitzdrainagen insbesondere für Küken eine große Gefahr dar (vgl. MEES, 1980). Dennoch können sie, wie der Verlust einer Henne zeigt, auch adulten Tieren zum Verhängnis werden. In je einem Fall war der Sender bzw. die Fangaktion für den Verlust von Birkhühnern verantwortlich.

Nach einer Laufzeit von ca. sechs Monaten waren die Batterien der Sender erschöpft. 17 Tiere (54,8%) fingen sich jedoch später wieder und konnten wiederbesendert werden. Nach der Herbstauslassung 1992 traten allerdings in kurzen Abständen fünf Senderausfälle auf. Die Laufzeit dieser Sender betrug im Mittel  $60 \pm 40$  Tage. Da die Sender bis zu diesem Zeitpunkt sehr zuverlässig funktionierten und eine Laufzeit von  $179 \pm 54$  Tagen (n = 20) aufwiesen, sind in diesem Fall Fremdeinwirkungen durch Prädatoren nicht auszuschließen. Dafür spricht auch die Tatsache, dass keines dieser Tiere wiedergefangen wurde.

Von einer Ausnahme abgesehen (Wiederfangrate: 12,5%) dürften Senderfunde ebenfalls mit dem Verlust der Tiere verbunden sein. Die Laufzeit von sechs dieser Sender betrug  $53 \pm 29$  Tage und bewegte sich damit in einem den Senderausfällen von 1992 vergleichbaren Rahmen.

Der überwiegende Teil der ausgelassenen Birkhühner (86,6% v. n = 67 Verluste besendeter Tiere) wurde nachweislich von Prädatoren erbeutet. Prädation spielt in autochthonen und stabilen Birkhuhnpopulationen eine bedeutende Rolle (ANGELSTAM, 1984b; SILER et al., 1990), die sich vor allem beim Brut- und Aufzuchtserfolg bemerkbar macht. Nach heutigem Kenntnisstand ist Prädation in vielen Populationen der wichtigste Einflussfaktor (STORCH et al., 1991). Es gilt als erwiesen, dass Beutegreifer die Dichte seltener Beutetiere beeinflussen (KLAUS et al., 1990), da es sich in der Regel um generalistische Prä-

datoren handelt (STORCH et al., 1991). In der Rhön führen MÜLLER (1995) und KOLB (1996) den Rückgang der Birkhuhnpopulation auf Prädatoren zurück, da ihrer Meinung nach das Räuber - Beute - System durch anthropogene Einflüsse durcheinandergebracht wurde. Nach HERTEL et al. (1995) scheint das gleiche für Nordwestböhmen zu gelten.

In vielen Gebieten gilt der Habicht als Hauptfeind des Birkhuhns (HÖGLUND, 1964; SULKAVA, 1964; TEPLOV, 1947; SEMONOV-TJAN-SANSKI, 1960 zit. in KLAUS et al., 1990), dessen Winternahrung bis zu 42% aus Birkhühnern bestehen kann (TEPLOV, 1947 zit. in KLAUS et al., 1990). ANGELSTAM (1984b) ermittelte einen Verlustanteil durch den Habicht von 58%, Säuger waren mit einem Anteil von 38% beteiligt. Fast alle dokumentierten Verluste (n = 32) konnten in diesem Fall Prädatoren (n = 31) zugeschrieben werden. In anderen Gebieten sind hingegen die vom Fuchs verursachten Verluste höher (KLAUS et al., 1991; SILER et al. 1990).

Im Wurzacher Ried erzielte der Fuchs den höchsten Erbeutungserfolg (58,6%), gefolgt vom Habicht (27,6%) und nicht zu identifizierende Prädatoren (10,3%). Am geringsten waren die Erbeutungsraten (3,4%) durch den Marder. Ähnliche Verhältnisse stellte SODEIKAT (2001) fest. Nach Auswertung von 72 Verlustursachen erbeuteten Füchse 40 Birkhühner (55,6%) und Habichte 17 Birkhühner (23,6%). 15 Verluste (20,8%) konnten nicht genau zugeordnet werden. In einem anderen Auswilderungsgebiet erbeutete hingegen der Habicht die meisten Birkhühner (Fuchs: 14,3%; Habicht: 42,9%) (SODEIKAT et al., 1997).

Für eine Beurteilung der Verluste können in einem Auswilderungsprojekt nicht alle Tiere gleichermaßen herangezogen werden. Auch bei gewissenhafter Zucht und Aufzucht können bei einigen Tieren Verhaltensänderungen nicht ausgeschlossen werden. Deshalb werden Aussagen über Räuber - Beute - Beziehungen nur bei bereits im Moor etablierten subadulten und adulten Birkhühnern getroffen.

Die Adultmortalität autochthoner Populationen variiert in verschiedenen Biotopen des Areals zwischen 0,44 (Schweden), 0,46 - 0,48 (Alpen), 0,34 (Niederlande), 0,47 (Finnland) und 0,31 - 0,44 (Schweiz) (ANGELSTAM, 1984a; DE VOS, 1983; ELLISON et al., 1982; LINDÉN, 1981; ZBINDEN, 1987). Dabei sind saisonale Mortalitätsschwerpunkte zu beobachten. Territoriale Hähne sind vor allem während und nach der Balz gefährdet. Die Mortalitätsraten zwischen Mai und September betragen  $55 \pm 35\%$ , zwischen September und April jedoch nur  $45 \pm 35\%$  (RINTAMÄKI et al., 1999). Da nicht territoriale Hähne während und nach der Balz kaum erbeutet wurden, kann die besondere Stresssituation territorialer Hähne, die zu einem 7%igen Gewichtverlust führt, der ausschlaggebende Faktor sein (ANGELSTAM, 1984b). Nicht territoriale Hähne waren hingegen im Herbst und im frühen Winter gefährdeter. Erst nach Bildung der Wintertrupps glichen sich die Mortalitätsraten beider Gruppen an (ANGELSTAM, 1984b; DE VOS, 1983). Unabhängig von der Jahreszeit nimmt das Erbeutungsrisiko von Hähnen ab dem dritten Lebensjahr zu und erreicht ab dem siebten Lebensjahr das Maximum (DE VOS, 1983).

Hennen sind vor allem während der Lege- und frühen Brutphase gefährdet und werden oft auf dem Nest erbeutet (ANGELSTAM, 1984b; MARJAKANGAS, 1992; WILLEBRAND, 1992). ANGELSTAM (1984b) begründet dies mit einem erhöhten Energiebedarf legender Hennen, die sich bei der Nahrungssuche in dem noch struktur- und deckungsarmen Gelände einer höheren Feindexposition aussetzen müssen. Erst mit zunehmender Vegetationsentwicklung sinkt deren Mortalität ab. Ähnliches gilt auch für Auerhennen (KLAUS, 1984) und Schneehühner (HANNON et al., 1990).

Die Erbeutung adulter Hähne ( $n = 3$ ) im Wurzacher Ried erfolgte im letzten Jahresviertel in dem eher geringe Verluste dieser Altersgruppe zu erwarten sind. Möglicherweise spielt die mangelnde Ausprägung der Wintertrupps, die auch der Feindvermeidung dienen, eine Rolle. Unter diesem Aspekt kann auch der Verlust zweier subadulter Hennen im Dezember/Januar interpretiert werden. Möglicherweise geht die Erbeutung eines subadulten Hahnes an einem Balzplatz im Mai auf die geringe Balzgruppengröße zurück. Das massierte Auftreten an den Balzplätzen führt einerseits zu höheren Feindexposition, andererseits bietet die Gruppe einen besseren Schutz vor Feinden (BOBACK et al., 1968). Im Falle eines Angriffs sind aber die sich an der Peripherie aufhaltenden Junghähne gefährdeter. Vergleichbar mit den saisonalen Verlustereignissen autochthoner Populationen wurden drei adulte und zwei subadulte Hennen kurz vor und während der Brutphase erbeutet. Wie schon oben erwähnt sind Hennen in diesem Zeitraum besonders anfällig (ANGELSTAM, 1984b).

Für die Beurteilung der Adultverluste im Wurzacher Ried sind jedoch weniger die Verlustzeitpunkte, sondern es ist vielmehr die Tatsache von Bedeutung, dass die Verlustzeitpunkte subadulter und adulter Birkhühner nicht mit denen neu ausgewilderter Tiere übereinstimmen. So ereignete sich zwischen 1989 - 1991 nur ein einziger Adultverlust, obwohl 1990 und 1991 hohe Verluste (77% bzw. 74%) im Herbst ausgelegener Tiere zu verzeichnen waren. Die adulten Birkhühner waren folglich in der Lage einem hohen Prädationsdruck erfolgreich zu begegnen. Erst im Dezember 1992 wurden zwei adulte Hähne kurz hintereinander vom Fuchs gerissen. In diesem Jahr war auch die höchste Mortalität (93,3%) im Herbst ausgewilderter Birkhühner zu verzeichnen. In diesem Zeitraum erreichte der Prädationsdruck eine Dimension, dem auch adulte Birkhühner nicht mehr begegnen konnten.

Wieso aber trat der Fuchs plötzlich so massiv in Erscheinung, dass die gesamte Wiedereinbürgerungsaktion in Frage gestellt wurde (s. S. 102; Kap. 3.11 ff)? Die höchsten Fuchsbesätze finden sich in ökologisch vielfältigen Landschaften, in denen Generalisten auf ein hohes Nahrungsangebot zurückgreifen können. Als Nahrungsopportunist genießt der Fuchs die Vorteile einer geringen Hungersterblichkeit, einer weiten Verbreitung sowie eines geringen Raumanspruchs. Seine rasche Auffassungsgabe und hohe Lernfähigkeit setzen ihn in die Lage auf Veränderungen seiner Umwelt flexibel zu reagieren (LABHARDT, 1990). Seine Anpassungsfähigkeit dokumentiert sich zum einen in seiner Nahrungswahl (CAPT et al., 1988, DONCASTER et al., 1990, IOKEM, 1985). In vielen Gebieten sind Kleinsäuger die wichtigste Nahrungskomponente. In anderen Gebieten werden sie durch Haustiere, Abfälle und Fallwild ersetzt (ANSORGE, 1991; GORETZKI, 1997; LABHARDT, 1991; LUCHERINI et al., 1994; MATEJKA et al., 1977). Zum anderen entwickelt der Fuchs bei geringen Dichten Abundanzstrategien, die einer r - strategischen Reproduktionsoptimierung ähneln. Dies wird durch einen höheren Anteil reproduzierender Fähen oder durch eine größere Welpenzahl erreicht (ANSORGE, 1991; FUNK et al., 1991). Zudem nehmen Territorialreaktionen bei steigender Populationsdichte ab, so dass hohe Dichten möglich sind (CARIUS et al., 1991), deren Ausmaß durch die Tollwutimmunsierung noch gefördert wurde (KLAUS, 1997; VOS, 1991), auch wenn konkrete Zahlen fehlen (SCHNEIDER, 1991).

Zur Beurteilung längerfristiger Bestandesschwankungen können die jährlichen Erlegungszahlen herangezogen werden (ANSORGE, 1991). In den letzten zehn Jahren nahmen die Jagdstrecken kontinuierlich zu (ELLIGER et al., 1996). So erfolgte in den alten Bundesländern zwischen 1987 und 1992 eine Verdopplung

der Streckenergebnisse (GORETZKI, 1997). In einem 1078 ha großen Naturschutzgebiet in Thüringen erhöhte sich die Fuchsdichte zwischen 1970 und 1990 um das dreifache (KLAUS, 1997).

Auch im Wurzacher Ried kann spätestens ab 1987 eine Populationszunahme angenommen werden, wie die ansteigenden Erlegungszahlen dokumentieren. Im Frühjahr und Herbst 1986 erfolgte im Bereich des Wurzacher Rieds die erste Immunisierungsaktion gegen Tollwut. Dennoch sank die Strecke im folgenden Jagdjahr (1986/87) auf ihren niedrigsten Stand ( $n = 91$ ). Ein Jahr später aber stieg die Strecke auf 222 erlegte Füchse an, das gegenüber dem Vorjahr eine Steigerung um 143% entsprach. In diesem Jagdjahr wurden allerdings die Abschussprämien für Sommerfüchse (1.4. - 31.10.) erhöht. Bei einer getrennten Betrachtung der Sommer- und der Winterstrecke dieses Jahres errechnet sich eine Steigerung der Sommerstrecke um 202%, die Winterstrecke erhöhte sich lediglich um 59%. Die Erlegungszahlen dürften somit nicht eine tatsächliche Bestandeszunahme repräsentieren, da der Motivationsschub durch die Zahlung der Prämie für den Anstieg der Streckenzahlen verantwortlich war.

Zur Beurteilung eines durch die Immunisierung hervorgerufenen Populationsanstiegs ist die Winterstrecke wesentlich geeigneter, für die keine Prämie gezahlt wurde. Die Winterstrecke zeigt, dass erst mit dreijähriger Verzögerung (1989/90) ein Anstieg um 103% erfolgte, gekoppelt mit einem erneuten Anstieg der Sommerstrecke um 47%. Hier schien nun ein tatsächlicher Populationsanstieg vorzuliegen, der sich in den kommenden drei Jahren auf hohem Niveau einpendelte. Mit der Prämienzahlung sollte eine Reduzierung des Fuchsbesatzes erreicht werden, um letztendlich eine Verringerung des Prädatorendrucks im Wurzacher Ried zu erzielen. Die annähernd konstanten Erlegungszahlen der Jahre 1989 - 1993 lassen aber den Schluss zu, dass der jagdliche Eingriff bis zu diesem Zeitpunkt kompensiert werden konnte. Die Bejagung war als Mittel der Populationsregulation somit wirkungslos. Ähnliche Erfahrungen liegen aus der Schweiz vor, wo der jagdliche Eingriff nicht einmal in annähernd ausreichendem Umfang die erhofften Erwartungen erfüllte (KAPHEGYI et al., 1995). Dies steht im Widerspruch zu Erkenntnissen von MEIA et al. (1992), die im Schweizer Jura einen spürbaren Eingriff durch eine scharfe Winterbejagung feststellten. In dieser unberührten Berglandschaft ist die Dichte der Fuchspopulation jedoch noch an die Kleinsäugerzyklen gekoppelt. Eine Kompensation der durch die Jagd erlittenen Verluste dürfte dort in Jahren geringer Kleinsäugerdichte schwerer möglich sein, als in anthropogen beeinflussten Gebieten mit hohem Nahrungsangebot. In letzteren werden die Möglichkeiten einer Bestandesreduktion durch Bejagung offensichtlich überschätzt. Hier konnte bislang nur die Tollwut den Fuchsbestand wirksam regulieren (BROZIO, 1997; KLAUS, 1997, LABHARDT, 1990).

Wirken sich nun die hohen Fuchsdichten aus der Umgebung des Wurzacher Rieds auch im Moorkörper selbst aus, obwohl dieser Lebensraum aufgrund seiner Nässe und geringen Kleinsäugerdichte kein optimaler Fuchslebensraum ist?

Als Zentren von Fuchslebensräumen dienen Baue, die vor allem in der Dispersionsphase wichtige Informationen über lokale Dichte, Reproduktionspartner und Konkurrenten liefern (FUNK, 1987) und das ganze Jahr über häufig inspiziert werden (WEBER, 1985). In Mitteleuropa sind sie in der ersten Phase der Welpenaufzucht jedoch obligatorisch (WEBER, 1991), da die Welpen in den ersten drei Lebenswochen gegenüber Kälte und Nässe empfindlich sind (LABHARDT, 1990). Knapp die Hälfte ( $n = 22$ ) der einen Kilometer um das Wurzacher Ried kartierten 45 Röhrensysteme lag auf Mooruntergrund, so dass die Baudichte im Westteil des Wurzacher Rieds ca. 2 Baue/100 ha betrug. Sie war damit deutlich niedriger, als in zwei Gebieten des Saarlandes mit 11 bzw. 5,5 Bauen/100 ha (WEBER, 1985) oder 65 Bauen/100 ha

in einem schweizerischen Waldgebiet (EIBERLE, 1975). Die Anlage und Benutzung von Bauen wird nach (EIBERLE, 1975) weitgehend von der Bodenfeuchte bestimmt. Deshalb fanden sich im Wurzacher Ried die Bauanlagen an den Abbruchkanten ehemaliger Torfstiche, an den Rändern von Entwässerungsgräben, in aufgeschütteten Torfwällen und in entwässerten, randlich gelegenen Niedermoorbereichen. In einem Fall versuchte eine Fähe ihre Jungen mitten im nassen Hochmoorkörper (s. Anhang 2: RQ: 33/39) oberirdisch aufzuziehen.

Nach der Auswertung der Transektversuche frequentierten Füchse im Winter die Randbereiche des Wurzacher Rieds fünfmal mehr als das Moorzentrum. Das Moorzentrum selbst war aber ebenfalls immer von Füchsen durchstreift worden. Ein ähnliches Bild ergab sich zur Brutzeit bei der Frequentierung der Luderplätze. In diesem Fall war jedoch die Nutzung des im Moorkern liegenden Luderplatzes am höchsten. Offenbar sind Füchse im Moorkörper auf jede sich bietende Nahrungsquelle angewiesen, in den trockeneren Randlagen war dies nicht der Fall. Der ursprünglich „habitatfremde“ Fuchs schließt nach diesen Erkenntnisse den gesamten Moorkörper in seine Nutzung mit ein. Eine von ihm unberührte Kernzone war im Wurzacher Ried nicht festzustellen. Neben den für den Fuchs günstigeren Biotopbedingungen könnte auch intraspezifische Konkurrenz ein möglicher Grund für die Nutzung des Moorkörpers sein. Nach REMMERT (1989) ist das wichtigste Populationsregulans bei Säugern die Emigration von "Überschussindividuen" aus optimalen in suboptimale Lebensräumen, wo noch eine Fortpflanzung möglich ist.

Mit saisonalen Schwerpunkten ist auch der Habicht im Wurzacher Ried anzutreffen. Zwischen April 1987 und Mai 1988 fing SCHALL (1989) in der Umgebung des Wurzacher Rieds 27 Habichte, die zum Teil besendert wurden. Nach seinen Untersuchungen überlappen sich die Aktionsräume der einzelnen Tiere erheblich, so dass sich beispielsweise im Winterhalbjahr 1987/88 zeitweise vier bis fünf Habichte gleichzeitig im und um das Wurzacher Rieds herum aufhielten (vgl. DIETRICH, 1982; KENWARD, 1977). Die geringe Territorialität außerhalb der Fortpflanzungsperiode ermöglicht die Überschneidung der einzelnen Aktionsräume (LINK, 1986; ZIESEMER, 1983). Wie die Auswertung der Habitatnutzung zeigte, bevorzugten Habichte Bereiche mit hoher Strukturdiversität und hohem Grenzlinienreichtum, wie sie das Wurzacher Ried auszeichnen (vgl. SCHALL, 1989). Die bereits bestehende Attraktivität wurde in den Herbstmonaten durch die Birkhühner in den Auslassvolieren noch gesteigert. Nach den Auslassungen stellten sie ein zeitliches begrenztes aber lokal hohes Nahrungsangebot dar. Davon werden, wie die Sichtbeobachtungen zeigten, vor allem Junghabichte angezogen (vgl. KENWARD, 1981). Daraus lässt sich die Hypothese ableiten, dass die meisten Angriffe auf die Volierentiere, aber auch die meisten Freilandverluste von Junghabichten verursacht wurden. Als Indiz kann der saisonal begrenzte Eingriff des Habichts auf die ausgelassenen Birkhühner, der schwerpunktmäßig zwischen Oktober und Dezember lag, gelten. Zieht man die Sichtbeobachtungen als einen Parameter für die Habichtsdichte heran, so waren jährliche Schwankungen der Habichtsdichte zu erkennen. LINK (1986) fand beim Habicht stark voneinander abweichende jährliche Fortpflanzungsraten, die sich folglich auf die Anzahl dispergierender Junghabichte auswirken müssen. Die Erbeutungsraten von Birkhühnern waren mit den Sichtbeobachtungen von Habichten positiv korreliert. Das heißt, dass ein hoher Reproduktionserfolg des Habichts höhere Birkhuhnverluste im Herbst nach sich zieht. Dieses Faktum und die Tatsache, dass gemessen an seinen Aktionsräumen das gesamte Wurzacher Ried für den Habicht lediglich eine Randstruktur darstellt, führt in Jahren hohen Reproduktionserfolges zu hohen Birkhuhnverlusten im Wurzacher Ried.

Wie ist nun der Einfluss beider Prädatorenarten auf die Birkhuhnpopulation zu bewerten? Addieren sie sich oder treten Kompensationseffekte auf? Und wie kann der Druck auf die Birkhuhnpopulation gemindert werden?

Im gesamten Auswilderungszeitraum (1978 - 1993) war ein allmählicher Anstieg der Erbeutungszahlen durch den Fuchs festzustellen, der ab 1987 den Habicht als Hauptprädator ablöste. So wurden 1984/85 alle Birkhuhnverluste dem Habicht zugeschrieben. Nach 1987 trat der Habicht jedoch nur noch in einem Jahr (1991) fast gleichrangig mit dem Fuchs in Erscheinung. Die jahresperiodischen Erbeutungserfolge können in direktem Zusammenhang mit den Dichten von Fuchs (Streckenzahlen) und Habicht (Sichtbeobachtungen) gesetzt werden (HUDSON et al., 1989; KAPHEGYI, 1998). Die Erfolge der Herbstauslassungen 1988/89 waren auf die damals herrschenden niedrigen Fuchsdichten zurückzuführen. Mit der allmählichen Zunahme der Fuchsdichte stiegen die Birkhuhnverluste an und erreichten bereits 1990 bedrohliche Ausmaße. Als dann im Jahr 1991 und mit Einschränkungen 1992 der Habicht höhere Dichten aufwies, waren die Auslassungen praktisch wirkungslos. Fast alle neu ausgelassenen Birkhühner wurden erbeutet. Das bedeutet, dass hier keine kompensatorischen Effekte eintraten, und sich die Verluste durch beide Prädatoren summierten.

Etlche Autoren schlagen in Gebieten geringer Birkhuhndichte oder bei Auswilderungsprojekten eine Kontrolle von Prädatoren vor (AUGUSTIN, 1988; BEICHLER, 1984; BROZIO, 1990, 1997; CLEMENS, 1990; GRÜNTJENS, 1996; HERTEL et al., 1995; KOLB, 1996; MÜLLER, 1988b, 1995, 1996; SCHULZ, 1980; SODEIKAT et al., 1984, 1989, 1997; 2001; STARLING, 1991). Andere Autoren leiten keinen deutlichen Einfluss von Prädatoren ab oder stehen einer Prädatorenkontrolle kritisch gegenüber (DS/IRV, 1980; GÖTZE, 1996; LÜTKEPOHL, 1993, 1996). Anhand von Ausschlussversuchen generalistischer Prädatoren wurden positive Auswirkungen auf Beutepopulationen im allgemeinen oder auf das Birkhuhn im speziellen beschrieben (BAINES, 1991, 1996; GUTHÖRL et al., 1995; KINNEAR et al.; 1988; MARCSTRÖM, 1990; MARCSTRÖM et al., 1984; NEWSOME et al.; 1989; SPITTLER; 1976; TAPPER et al., 1991). In Gebieten mit Prädatorenkontrolle waren die Herbstdichten beim Birkhuhn deutlich höher, da mehr Hennen eine größere Anzahl Küken führten (BAINES, 1991; MARCSTRÖM, 1990). Nur PARKER (1984), der lediglich *Corviden* reduzierte, konnte keine positiven Auswirkungen feststellen. In seinem Fall trat eine kompensatorische Gelegeprädation durch Wiesel ein. Allerdings führte er die Versuche während eines Populationszuwachses durch. Damit vergleichbar stellte BAINES (1991) positive Auswirkungen nur während schlechter Reproduktionsjahre fest. Seiner Meinung nach üben Prädatoren in Jahren mit schlechten Brutbedingungen einen höheren Einfluss aus, der sich entweder in höheren Gelegeverlusten oder in einer höheren Erbeutung von Küken manifestiert.

Die Situation abnehmender oder stagnierender Populationsentwicklung ist mit der einer Bestandesgründung durch Auswilderung vergleichbar. Von daher kann in der Anfangsphase mit höheren Gelegeverlusten durch Prädatoren gerechnet werden, so dass die hohen Gelegeverluste im Wurzacher Ried auch ein Resultat der geringen Populationsgröße darstellen könnten. Allerdings würde das für Wiedereinbürgerungsprojekte prinzipiell bedeuten, dass eine erfolgreiche Reproduktion, zumindest in der Anfangsphase, ohne Prädatorenkontrolle kaum möglich ist. Dieser Hypothese stehen aber die erfolgreichen Naturbruten der Jahre 1983 bis 1995 im Wurzacher Ried entgegen.

Auf der anderen Seite waren auch keine erfolgreichen Naturbruten während des Populationsanstiegs zwischen 1988 und 1990 zu beobachten. Durchschnittlich werden ca. 50% der Birkhuhnester zerstört (ANGELSTAM, 1983; BERNARD, 1982; CAIZERGUES et al., 1998; ELLISON et al., 1982; NIEWOLD, 1982; STORAAS et al., 1984). Geringere Werte geben LINDÉN (1981) mit 28,7% und MARJAKANGAS (1992) mit 25% bzw. 33% an. Alle Angaben sind deutlich geringer als die ab 1988 ermittelte Gelegeprädation im Wurzacher Ried von 83,3% (v. n = 12).

Die Verlustrate ist weder vom Habitattyp oder der Nestbedeckung abhängig (BERNARD, 1982; BRITTAS et al., 1991; STORAAS et al., 1987) noch von der Anzahl Nester/qkm (STORAAS et al., 1987). Nur BRITTAS et al. (1991) fanden in bevorzugt genutzten Habitaten geringere Verlustraten. Die meisten Gelege werden durch Fuchs, Rabenvögel und Marderartige zerstört, die 58,8% bis 66,7% der gesamten Verluste erreichen können (ANGELSTAM, 1979; BERNARD, 1982; ELLISON et al., 1982). Dabei ist der Einfluss von Rabenvögeln auf Gelege in offenen Habitatbereichen höher, in dichteren Bereichen sind Säuger erfolgreicher (BERNARD, 1982; STORAAS et al., 1982). Die Kunstnestversuche im Wurzacher Ried bestätigten diese strukturabhängige Tendenz (DICK, 1995). Allerdings spielte im Wurzacher Ried zusätzlich die saisonale Nutzung des Moorkörpers durch Rabenkrähen eine wesentliche Rolle, so dass Erstgelege mehr gefährdet waren als Nachgelege (DICK, 1995).

Möglicherweise spielt auch das Alter der Hennen eine Rolle. In Schweden brüteten zwar alle Junghennen, sie produzierten aber weniger und leichtere Eier. Im Schnitt zogen Adulthennen 1,72 Küken, subadulte Hennen nur 0,16 Küken groß. Letztere waren für weniger als 10% des jährlichen Nachwuchses verantwortlich, obwohl die Gelegeprädationsrate beider Altersgruppen gleich war (WILLEBRAND, 1992). Da im Wurzacher Ried zum überwiegenden Teil Junghennen brüteten, war ein geringerer Bruterfolg von vornherein zu erwarten. Allerdings erreichte die Dimension der Gelegeverluste im Wurzacher Ried ein Maß, wie es in anderen Gebieten nicht beobachtet wurde.

Erst bei einem Reproduktionserfolg von 1,5 - 2 Küken/Henne (BAINES, 1990, 1996) bzw. 0,9 - 1,6 Küken/Henne (ELLISON, et al., 1984) bleibt die Population konstant. Werden 2,5 Küken/Henne groß wächst die Population um 20% an (BAINES, 1990). Unter der Voraussetzung, dass alle 1992 geschlüpften Küken (n = 6) überlebten, belief sich der Reproduktionserfolg im Wurzacher Ried zwischen 1989 und 1992 auf 0,18 Küken/Henne. Damit lag der Reproduktionserfolg im Wurzacher Ried ca. acht bis elfmal niedriger als zum Erhalt einer Population nötig wäre.

#### **4.7 Eignung des Wurzacher Rieds als Birkhuhnlebensraum**

Das Aktivitätsverhalten und die Habitatnutzung subadulter und adulter Birkhühner kann für eine Beurteilung der Größe des Wurzacher Rieds als Birkhuhnlebensraum herangezogen werden. Die maximale Aktionsraumgröße eines über mehrere Jahre telemetrierten Hahnes betrug 439 ha (s. Tab. 14). Davon nutzten die Tiere aber nur rund 48 - 70 ha (11,0 - 15,9%), wovon wiederum nur rund 26,1% oder 12 - 18 ha als Aktionszentren beansprucht wurden. Da als Aktionszentren bereits Raster mit mehr als 5 Tagespeilungen gewertet wurden, können sie als Maßstab zur Beurteilung des minimalen Flächenbedarfes dienen. Diesen steht ein flächenmäßiger Anteil von ca. 560 ha der im Jahresverlauf bevorzugten und ihrem Angebot entsprechend genutzten Strukturtypen gegenüber. Bei exklusiver Nutzung eines Aktionsraums dieser Größe bietet diese minimal veranschlagte Fläche 31 - 46 Birkhühnern Raum. Nach den



Angaben von MARTI (1985) lässt sich ein hypothetischer Überlappungsgrad der Territorien von ca. 40 - 50% errechnen. Übertragen auf das Wurzacher Ried bedeutet dies eine ungefähre Größenordnung von 43 - 69 Birkhühnern auf 5,6 km<sup>2</sup> oder 7,6 - 12,3 Individuen/qkm. Aufgrund seiner qualitativen und quantitativen Habitatbewertung des Wurzacher Rieds ermittelte STRAUß (1996) ca. 700 ha optimale Habitatbereiche, die seinen Angaben nach für ca. 70 Birkhühner ausreichen. Diese für das Wurzacher Ried möglichen Abundanzen decken sich mit den von KLAUS et al. (1990) angegebenen Frühjahrsabundanzen für mittelfinnische, estnische und alpine Populationen von durchschnittlich 10 Individuen/qkm.

Leider fehlen exakte Angaben zu der kleinstmöglichen überlebensfähigen Populationsstärke von Birkhühnern (KLAUS, 1994) und der benötigten Mindestfläche. Die in der Literatur angegebenen Werte schwanken zwischen 30 und 100 - 500 Vögeln, die Flächen von 10 - 100 km<sup>2</sup> benötigen (BLAB, 1992; GLÄNZER, 1989; SCHRÖDER et al., 1981; SCHERZINGER, 1981 sowie VAUK (briefl.), SCHERZINGER (mdl.), DIETZEN (mdl.), MÜLLER (briefl.), SCHRÖDER (mdl.) zit. in MEYERHOFER, 1995). Die geringeren Angaben beziehen sich auf Teilpopulationen einer untereinander vernetzten Metapopulation (30 - 50 Tiere auf ca. 20 km<sup>2</sup>). Isolierte Vorkommen sollten eine Fläche von > 50 km<sup>2</sup> zur Verfügung haben und aus 100 - 500 Tieren bestehen.

Im Hinblick auf die mögliche Populationsstärke und die Fläche bewegen sich die Gegebenheiten im Wurzacher Ried an der unteren Grenze einer überlebensfähigen Teilpopulation. Im Vergleich zu früher stehen heute im Wurzacher Ried noch ca. 50% der Biotopfläche zur Verfügung, die ehemals über 100 Birkhühner beherbergte (STRAUß, 1996). Damit werden die durch die Telemetrie der ausgelassenen Birkhühner ermittelten Grundlagen zur Bestandsschätzung bestätigt. Großflächige Biotopverluste waren dabei in den randnahen Niedermoorwiesen durch Intensivierung zu verzeichnen. Daraus resultiert die Frage, inwieweit Moorlebensräume vom Typus des Wurzacher Rieds aufgrund ihrer Lebensraumausstattung als vollwertige Birkhuhnlebensräume betrachtet werden können. Die Verzahnung ursprünglicher und abgetorfter Hochmoorbereiche im Wurzacher Ried bietet dem Birkhuhn ganzjährig Nahrungs- und Deckungsstrukturen auf engstem Raum (vgl. STRAUß, 1996). Dabei dominieren "ursprüngliche" Bereiche, deren Qualität sich bereits in der moortypischen Evertebraten- und Kleinsäugerfauna manifestierte (vgl. MESSINESIS, 1992). Nach der vorliegenden Untersuchung ist die Nutzung randnaher Streuwiesenbereiche nicht als obligatorisch anzusehen. Sie stellen lediglich wertvolle Ersatzlebensräume dar, die in Zeiten der Populationszunahme genutzt wurden.

Zudem müssten sich die Biotopverhältnisse im Wurzacher Ried, obwohl Untersuchungen hierzu fehlen, für das Birkhuhn deutlich gebessert haben. Die seit 1991 laufenden Wiedervernässungsmaßnahmen und die Extensivierung der den Hochmoorkörper umgebenden Niedermoorwiesen müssten zu einer deutlichen Steigerung der bevorzugten und ganzjährig dem Angebot entsprechend genutzten Strukturtypen führen. Im selben Maße müssten sich zumindest für den Fuchs die Habitatbedingungen verschlechtern. Auch der saisonale Einflug von Rabenkrähen (vgl. DICK, 1995) in den Hochmoorkörper könnte aufgrund des verbesserten Nahrungsangebotes auf den Extensivflächen zurückgehen. Damit wären Bedingungen geschaffen, die nicht nur wie bisher ein Überleben subadulter und adulter Birkhühner ermöglichen, sondern auch eine die Population erhaltende Reproduktion gewährleisten.

Nach einer Biotopanalyse benachbarter oberschwäbischer Moore kommt STRAUß (1996) zu dem Schluss, dass das Wurzacher Ried in Verbindung mit den übrigen oberschwäbischen Mooren ausreichend große

Biotopkapazitäten bietet, um eine autarke Metapopulation von ca. 120 Tieren tragen zu können. Vom Wurzacher Ried ist über das Gründlen Ried und das Harprechtser Moos eine Vernetzung mit der Alpenpopulation durchaus im Bereich des möglichen, da unter natürlichen Bedingungen Populationen erst dann isoliert sind, wenn sie mehr als 30 km auseinanderliegen (KLAUS, 1994). Damit sind aber die Voraussetzungen für den Aufbau einer Metapopulation vorhanden, die sich aus einer Kernzone im Wurzacher Ried bis in die Alpen erstreckt.

Trotz dieser günstigen Voraussetzungen gelang es nicht einen Bestand zu etablieren, der auch nur annähernd die Biotopkapazität des Wurzacher Rieds ausnutzte, obwohl im Untersuchungszeitraum 199 Birkhühner und 8 Küken ausgelassen wurden. Wie erwähnt lag die durchschnittliche Mortalitätsrate im ersten Lebensjahr bei 0,84. In Verbindung mit dem fehlenden Reproduktionserfolg ab 1988 ist eine hypothetische Berechnung der Populationsgröße, die durch Auslassungen von jährlich ca. 30 Birkhühnern erreicht werden kann, möglich. Von den durchschnittlich jährlich ausgewilderten 30 Birkhühnern überlebten ca. 5 Tiere (16%) das erste Auslassungsjahr. Bei einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 4 - 5 Jahren ergibt dies einen theoretischen Höchstbestand von 20 - 25 Tieren, der sich aufgrund der Adultmortalität (ca. 40%) um fast die Hälfte verringert. Das heißt, dass über die Auslassungen von im Schnitt 30 Birkhühnern unter den damals herrschenden Bedingungen ein Bestand von maximal 12 - 15 Birkhühnern etabliert werden konnte.

#### **4.8 Schlussbetrachtung**

Terrestrische Inselbiotope werden im Gegensatz zu marinen Inseln in höherem Maße von ihrer Umgebung beeinflusst. Diese sogenannten Randeffekte äußern sich unter anderem in Verdrängungs- und Konkurrenzsituationen. Infolge intraspezifischer Auseinandersetzungen nutzen bestimmte Arten des Umlands die bislang wenig genutzten Insellebensräume in höherem Maße. Aufgrund ihrer breiten ökologischen Valenz nehmen in der Folge biotop- oder strukturspezifische Arten der Inselfauna ab oder sterben aus (AMBUEL et al., 1983; ANDRÉN et al., 1988; HELLE, 1984; HEYDEMANN, 1979; WHITCOMB et al., 1981).

Als Folge zunehmender Isolierung konnte der Rückgang von Vogelarten in Waldfragmenten dokumentiert werden, wobei über die Rückgangsursachen nur spekuliert wurde (AMBUEL et al., 1983; ANDRÉN et al., 1985; HELLE, 1984; WHITCOMB et al., 1981). Allerdings wurden in kleineren Inseln und an abrupten Grenzlinien höhere Prädationsraten als in größeren festgestellt (JOHNSON et al., 1990; MÖLLER, 1988; RATTI et al., 1988). Bei genügender Biotopgröße sollte im Innern einer Insel eine vom Umland kaum beeinflusste Kernzone bleiben (MADER, 1980, 1981). Das Maß der Interaktionen hängt somit von der Größe der Insel ab (LEVENSON, 1981).

Eine vielfach festgestellte Auswirkung des Randeffektes sind auch hohe Gelegeprädationsraten (JOHNSON et al., 1990; MÖLLER, 1988; WILCOVE, 1985). Sie sind am Rand höher als im Innern der Insel (ANDRÉN et al., 1988; BOSTRÖM et al., 1983 zit. in ANGELSTAM, 1986; BURGER et al., 1994; GATES, 1978; WILCOVE et al., 1986). Bei entsprechender Größe der Insel nehmen sie folglich von außen nach innen ab (ANDRÉN et al., 1988 ; LEIMGRUBER et al., 1994; WILCOVE et al., 1986).

Verdrängungs- oder Konkurrenzsituationen infolge eines Randeffektes waren bei Evertebraten und Kleinsäugetern im Wurzacher Ried und anderen oberschwäbischen Mooren nicht festzustellen. Das geringe

Vorkommen moorfremder Arten kann als ein Produkt reiner Zufallsverfrachtung, die moortypische Fauna als ein Produkt der Biotopqualität interpretiert werden. Der Nachweis einiger seltener, moortypischer Arten lässt sogar darauf schließen, dass die Moore noch weitgehend ursprünglichen Charakter besitzen (KLINGSEIS, 1993; MESSINESIS, 1992). Trotzdem lagen bei zwei Vertretern der Avifauna deutliche Hinweise auf eine Beeinflussung durch aus dem Umland stammende, generalistische Prädatoren vor. Sowohl der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) als auch der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) zogen sich mangels Bruterfolg aus dem Wurzacher Ried zurück (DICK, 1995; HÖVEL, 1989; STRAUß, 1990). Mangelnder Bruterfolg war letztendlich auch der einzige Grund für das Scheitern der Wiederansiedlungsversuche des Birkhuhns. Das war so nicht unbedingt zu erwarten, da bei den ausgelassenen Vögeln auch noch andere Gründe vorliegen könnten. Ihr Verhalten, wie saisonale Mobilitätsänderungen, Nutzung von Aktionszentren, Fähigkeit zur großflächigen Struktur- und standortspezifischen Habitatselektion sowie das Balz- und Fortpflanzungsverhalten, bewegten sich aber innerhalb des arttypischen Verhaltensspektrums. Auch ist das quantitative Nahrungsangebot ganzjährig ausreichend und die Inhaltsstoffe der Hauptnahrungspflanzen sind mit denen anderer Gebiete vergleichbar. Mangelerscheinungen waren folglich nicht festzustellen (STRAUß, 1996). Eine ausreichende Größe des Wurzacher Rieds stellte sich bei der Ermittlung der Aktionsraumgrößen subadulter und adulter Birkhühner heraus. Bei exklusiver Nutzung ganzjährig bevorzugter oder ihrem Angebot entsprechend genutzter Strukturtypen könnten im Wurzacher Ried 43 - 69 Birkhühner leben. Eine vergleichbare Zahl von ca. 70 Tieren errechnet sich, wenn die Rasterauswertung der Nahrungshabitatpräferenzen zugrunde gelegt wird (vgl. STRAUß, 1996).

Nicht exakt definiert werden konnte der Zeitpunkt, ab dem die Tiere als vollwertige Riedbewohner gelten können. Bei der vorherrschenden Prädatorensituation kann davon ausgegangen werden, dass Tiere mit abweichendem Verhalten rasch erbeutet werden. Dies zeigte sich am deutlichsten beim Mobilitätsverhalten nach den Auslassungen. Tiere mit hoher Mobilität überlebten signifikant kürzer, so dass sie in Regel innerhalb der ersten drei Wochen erbeutet wurden. Tiere, die sich jedoch ihren neuen Lebensraum allmählich erschlossen und nur etappenweise unbekannte Habitatbereiche aufsuchten, überlebten länger. Da zumindest in den Jahren 1988 und 1989 ab der elften Woche fast keine Birkhuhnverluste mehr eintraten, kann daraus gefolgert werden, dass die Tiere spätestens ab diesem Zeitpunkt „Normalverhalten“ zeigen und als echter Populationszuwachs angesehen werden können. Erst die Verschärfung der Prädatorensituation und die daraus resultierenden Aktivitätsänderungen erlaubten den neu ausgelassenen Tieren in den folgenden Jahren jedoch keine allmähliche Etablierung mehr und führten zu hohen bzw. zu Totalverlusten.

Im Moor etablierte subadulte und adulte Birkhühner können deshalb als Bioindikatoren für die Beurteilung des Lebensraumes Wurzacher Ried herangezogen werden. Die hohe Gelegeprädation war der einzige Faktor, der sich bestandelimitierend bemerkbar machte. Sie war, wie übrigens auch bei Großem Brachvogel und Kiebitz, gegenüber Vergleichswerten aus der Literatur deutlich erhöht (vgl. STRAUß, 1990).

Möglicherweise sind höhere Gelegeprädationsraten auch ein Resultat allgemein ansteigender Prädatorendichten. So wurde seit 1952 in Großbritannien einen Anstieg der Adultmortalität sowie seit 1975 eine Zunahme gesperreloser Birkhennen im August von 39 - 69% registriert (BAINES, 1990). Dabei war in stark beweideten Gebieten der Bruterfolg von Birkhennen geringer als in vom Menschen weniger beeinflussten Bereichen (BAINES, 1996). Um den Faktor zwei bis drei mal höhere Prädatorendichten existieren auch im

stärker besiedelten Südschweden. Im Norden waren bei relativ hoher Fuchsdichte und niedrigen Kleinnagerdichten weniger gesperreführende Hennen zu beobachten, als in Jahren mit hohen Kleinnagerdichten. Im Süden wurde der Bruterfolg generell geringer und wurde nicht von den Nagerdichten beeinflusst (KURKI et al., 1997). Aufgrund des vielfältigen Nahrungsangebotes bestimmen Fluktuationen der Wühlmausdichte in Südschweden nicht mehr die Dichte des Fuchses, wie noch in Nordschweden (ENGLUND, 1970). Folglich werden dort auch keine Fluktuationen der Birkhuhnbestände in Abhängigkeit von Wühlmausgradationen beobachtet (ANGELSTAM, 1979, 1983; WEGGE et al. 1982, 1990). Die von ANGELSTAM (1984) aufgestellte „Alternative Beute - Hypothese“ gilt somit nur für vom Menschen weniger beeinflussten Gebiete. Ähnliche Resultate liefern ANDRÉN et al. (1985), die eine enge positive Korrelation der Prädationsrate von Kunstnestern und der Häufigkeit von Rabenkrähen feststellten. Die Dichte der Rabenkrähen war wiederum positiv mit der Dichte menschlicher Siedlungen und dem Maß der Fragmentierung von Waldparzellen korreliert.

Die kontinuierlich hohe Gelegeprädation im Wurzacher Ried kann folglich auch als Folge eines geänderten Interaktionsmusters der Räuber - Beute - Beziehung interpretiert werden (vgl. AMMERMANN, 1998; ANDRÉN et al., 1985, 1988; ANGELSTAM, 1986, JANZEN, 1983; KOLB, 1996; MADER, 1981). Dies äußert sich darin, dass mit zunehmendem Produktivitätsgradienten zwischen der Insel und ihrer Umgebung, der Einstrom habitatfremder Prädatoren zunimmt, so dass im Innern der Insel keine unbeeinflusste Kernzone mehr bleibt. Die Inselgröße ist damit von untergeordneter Bedeutung (ANGELSTAM, 1986). Zudem sind sowohl Fuchs, als auch Habicht und Rabenkrähe hochmobile Arten, die Biotopinseln wie das Wurzacher Ried, in ihre Nutzung mit einbeziehen. Selbst große Biotopfragmente stellen für sie lediglich Randstrukturen dar, die in ihrer gesamten Ausdehnung frequentiert werden. Randeffekte können deshalb nur indirekt über den Einfluss auf ihre Beutepopulationen nachgewiesen werden, da sie in der Biotopinsel keine unberührte Kernzone aussparen, in die sich spezialisierte Arten zurückziehen können (vgl. SIEFKE, 1989). Die hohen Gelegeverluste aller drei untersuchten Bodenbrüter im Wurzacher Ried sind nicht ein Produkt mangelnder Biotopqualität sondern ein Resultat der Insellage, die durch den Produktivitätsgradienten verstärkt wird (vgl. AMMERMANN, 1998).

Die seit 1991 durchgeführten Schutzmaßnahmen im Wurzacher Ried zielen auf eine Verbesserung der Biotopqualität ab. Die initialen Vernässungsmaßnahmen und die Extensivierung der angrenzenden Niedermoorflächen werden die drei Prädatorenarten vermutlich nicht an der Nutzung des Moorkörpers hindern. Der Schutz und die Erhaltung der gesamten Moorbiozönose ist auf diese Weise nicht umfassend zu erreichen. Zielorientierte Schutzkonzeption sollten sich vielmehr an der langfristigen Sicherung der Lebensgrundlagen einzelner, gefährdeter Arten orientieren, die repräsentativ für ihren Lebensraum stehen (HOVESTADT et al., 1992). Eine selektive und zeitlich befristete Bejagung von Paarkrähen und im Moorkörper reproduzierender Füchse durch eine speziell geschulte Person müsste die Situation der Bodenbrüter im Wurzacher Ried spürbar verbessern. Eine ähnliche Vorgehensweise in nordostdeutschen Küstenvogelreservaten brachte deutliche Erfolge (SIEFKE, 1989), so dass die gezielte Entnahme von Prädatoren den aktuellen Erfordernissen eines entsprechenden Natur- und Artenschutzes entspricht (GORETZKI, 1997).

Dennoch wird heute die Bedeutung generalistischer Prädatoren immer noch unterschätzt. Möglicherweise liegt darin eine Ursache, dass die bisherige Naturschutzkonzeption das Aussterben von (Vogel)- Arten

nicht verhindern konnte (vgl. HOVESTADT et al., 1992). Der Biotopverlust mag auch den Populationsrückgang des Birkhuhns in Oberschwaben eingeleitet haben. Als Ursache für das Aussterben dieser Art scheidet er aufgrund der noch heute festgestellten Biotopqualität und Biotopquantität aus (vgl. STRAUß, 1996). Auch der neuerliche Negativtrend in Mitteleuropa seit 1994 kann nicht an den Habitatveränderungen liegen (BROZIO, 1997). Prädatoren können jedoch selbst die Nutzung optimaler Habitate verhindern, so dass mit Pflegemaßnahmen allein der Rückgang des Birkhuhns nicht gestoppt werden kann (BAINES, 1989; LÜTKEPOHL, 1996; SCHULZ, 1980).

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass das Wurzacher Ried auch heute noch als Birkhuhnlebensraum geeignet ist. Eine kurz- und mittelfristige Etablierung eines Bestandes müsste bei den effektiven Schutzmaßnahmen möglich sein. Für eine längerfristige Etablierung bieten die umliegenden Moore, die teilweise selbst größere Flächen mit geeigneten Biotopeigenschaften aufweisen, günstige Voraussetzungen. Vernetzungsmöglichkeiten untereinander sowie mit der Alpenpopulation sind aufgrund der hohen Mobilität des Birkhuhnes möglich. Für diese Moore müssten aber dann dieselben Schutzbestimmungen und Strategien wie für das Wurzacher Ried gelten.

#### 4.9 Zusammenfassung

Vom Frühjahr 1988 bis zum Herbst 1992 wurden im Wurzacher Ried 199 adulte und subadulte Birkhühner ausgelassen. Davon waren 91 Tiere bei ihrer Auslassung besendert oder konnten zu späteren Zeitpunkten besendert werden. Diesen Auslassungen ging eine zehnjährige Wiedereinbürgerungsphase voraus, in deren Verlauf ein Grundbestand von 20 bis 25 Tieren etabliert werden konnte. Dabei wurden artspezifische Verhaltensweisen, die Nutzung traditioneller Balzplätze und erfolgreiche Naturbruten beobachtet. Begleitet von Verhaltensänderungen und erfolglosen Reproduktionsversuchen ging der Bestand zwischen 1985 und 1987 auf zwei bis drei Tiere zurück. Genetische, verhaltens- oder krankheitsbedingte Gründe schieden ebenso wie biotopbedingte Gründe als Ursachen für den Zusammenbruch des Bestandes aus. Eine plausible Erklärung der Rückgangsursachen war deshalb nicht möglich. Die ab 1988 durchgeführte Telemetriearbeit sollte das Verhalten und die Mortalität der ausgelassenen Birkhühner genauer erfassen, um Rückschlüsse über die Birkhühner, ihren Lebensraum sowie Interaktionen mit Prädatoren und den wechselhaften Verlauf des Wiedereinbürgerungsprojektes ziehen zu können.

Adulte Birkhähne durchliefen im Jahresverlauf vier periodisch wiederkehrende Mobilitätsphasen. Adulte Hennen und subadulte Birkhühner beiderlei Geschlechts schalteten zwischen Winter und der Fortpflanzungsphase eine Periode höherer Mobilität ein (Vorlege- bzw. Orientierungsphase). Im Frühjahr war die Mobilität aller Tiere am höchsten, während der Mauser am geringsten. Insgesamt waren subadulte Tiere durch die Einschaltung der Orientierungsphase im Frühjahr deutlich mobiler als adulte Tiere. Die Mobilität juveniler Birkhühner wies direkt nach den Auslassungen große Übereinstimmungen mit der Mobilität bereits im Freiland lebender Artgenossen auf.

Die Aktionsraumgrößen adulter Birkhühner nahmen vom Winter bis zum Herbst kontinuierlich zu, so dass im Winter die geringsten ( $\bar{\varnothing} = 52,4 \pm 35,8$  ha), im Herbst die größten ( $\bar{\varnothing} = 81,3 \pm 27,3$  ha) Aktionsräume ermittelt wurden. Im Mittel wurden nur  $11 \pm 1$  ha (16,4%) der jeweiligen Aktionsraumgrößen in die Nutzung einbezogen. Die eigentlichen Aktionszentren lagen um  $3 \pm 2$  ha und zeigten im Jahresverlauf die konstantesten Ausprägungen.

Die Aktionsraumgrößen subadulter Tiere waren vor der Balz (Orientierungsphase) am höchsten ( $\bar{O} = 229,4 \pm 148,4$  ha). Nach der anschließenden Etablierung in der Nähe eines Balz- oder Brutplatzes waren die Aktionsraumgrößen mit  $49,3 \pm 35,8$  ha am geringsten. Auch subadulte Birkhühner nutzten nur  $11 \pm 3$  Raster (11,0%) ihres Aktionsraumes, wobei sich in  $2 \pm 1$  ha Lokalisationshäufigkeiten ergaben. Die Aktionsraumgrößen neu ausgelassener und im Moor lebender Birkhühner unterschieden sich nur bei Tieren der Frühjahrsauslassungen (Orientierungsphase).

Zwischen 1988 und 1993 verließen 16 Birkhühner 21 mal den Nahbereich ( $> 2000$  m) des Wurzacher Rieds. Die Migrationsrate lag im Frühjahr ( $\bar{O} = 65,8\%$ ) signifikant höher als in den Herbstmonaten ( $\bar{O} = 10,9\%$ ). Die Rückkehrtrate betrug 56,3%. Vor einer dauerhaften Etablierung konnten gemeinsame Wanderungen mehrerer Tiere während der Fortpflanzungsphase ebenso wie mehrmalige Exkursionen aus dem Riedbereich beobachtet werden.

Die Hauptlebensräume der ausgelassenen Birkhühner lagen in den zentralen Hochmoorbereichen. In ursprünglichen bzw. leicht vorentwässerten Hochmoorstadien waren sie permanent zu finden, Abtorfungsflächen wurden hingegen saisonal genutzt. Wälder, Niedermoore und Intensivgrünland wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes gemieden. Innerhalb der Moorbereiche wurden Strukturtypen, deren Abschirmung durch Bergkiefern maximal 2,5% und die Deckung in der Strauchschicht maximal 35% betrug, positiv selektiert, wenn es sich um leicht vorentwässerte Moorstadien handelte. Auf Abtorfungsflächen waren sie in höherem Maße sowohl in dichteren als auch in offeneren Bereichen anzutreffen. Geschlechts- und altersbedingte Habitatpräferenzen waren zu erkennen.

Die Auswahl von Ruhe-, Schlaf-, Brut-, Balz-, Huderplätzen und Schneehöhlen erfolgte selektiv. Die Ruheplätze waren für gewöhnlich durch die Baumschicht gut gedeckt und boten nur eine begrenzte Nah- und Fernsicht. Schlafplätze wiesen hingegen eine geringe Abschirmung, eine ungehinderte Nah- und eine 360° Fernsicht auf. Dasselbe gilt mit geringen Einschränkungen auch für Balz-, Huderplätze und Schneehöhlen. Eine hohe Variabilität der Parameter war vor allem an den Brutplätzen vorhanden, die jedoch in jedem Fall durch die umgebende Vegetation gut gedeckt waren.

Im Durchschnitt überlebten die Birkhühner  $165,4 \pm 290,1$  Tage. Die Überlebensdauer war sowohl vom Auslasstermin als auch vom Auslassjahr abhängig. Im Frühjahr ausgelassene Hennen überlebten signifikant kürzer als im Spätsommer oder im Herbst ausgelassene Tiere. Im Herbst erwies sich der September gegenüber dem Oktober als der geeignetere Auslassmonat, da im September ausgelassene Tiere signifikant länger überlebten. Die Herbstauslassungen 1988 und 1989 konnten gegenüber denen der Jahre 1990 - 1992 günstiger beurteilt werden, da die Tiere der ersten beiden Auslassjahrgänge signifikant länger überlebten.

In den ersten drei Wochen nach den Auslassungen war eine hohe Mobilität mit dem Aufenthalt in vielen unbekanntem Habitatbereichen (Raster) verbunden. Dadurch stieg die Erbeutungsrate mobiler Tiere an. Bereits nach fünf Wochen nahm die Nutzung unbekannter Raster auch bei hoher Mobilität nicht mehr zu. Spätestens nach zehn Wochen hatten sich die Birkhühner in ihrem neuen Lebensraum etabliert. Auslassungen zu Phasen endogen bedingter hoher Mobilität führten nach kurzer Zeit zum Totalausfall der Tiere.

Prädatoren waren der gewichtigste Mortalitätsfaktor (86,6% v. n = 67 Verlusten bes. Tiere). Krankheiten (4,5%), Unfälle (6,0%) und unbekannte Todesursachen (3,0%) spielten eine untergeordnete Rolle. Der

Beuteerfolg des Fuchses war mit 58,6% (v. n = 58) höher als der Habichts mit 27,6% (v. n = 58). Im Gegensatz zum Fuchs variierte der Beuteerfolg des Habichts in den einzelnen Jahren und beschränkte sich hauptsächlich auf das Winterhalbjahr.

Die Mortalitätsrate im ersten Auslassjahr betrug 0,84. Davon traten 50% der Verlustereignisse in den ersten zwei Monaten nach den Auslassungen auf. Auch bei hohen Verlusten neu ausgewilderter Tiere wurden keine subadulten oder adulten Birkhühner erbeutet. Sie kamen auch mit einem höheren Prädatorendruck zurecht.

Allerdings war eine bestandserhaltende Reproduktion unter der gegebenen Prädatorensituation nicht mehr möglich. Von den acht sicher betätigten Gelegen im Freiland wurden je drei von Rabenkrähen und Füchsen erbeutet. Eine Henne verließ ihr Nest aus unbekanntem Grund, eine Henne brütete erfolgreich. Damit lag der Reproduktionserfolg im Wurzacher Ried ca. acht bis elfmal niedriger als zum Erhalt einer Population nötig wäre.

Das Mobilitätsverhalten, die Aktionsraumgrößen, die Fähigkeit zur großflächigen und kleinräumigen Habitatselektion sprechen sowohl für eine Eignung der ausgelassenen Birkhühner als auch für die Eignung des Wurzacher Rieds als Birkhuhnlebensraum. Bei exklusiver Nutzung dem Angebot entsprechend und bevorzugt aufgesuchter Strukturtypen kann das Wurzacher Ried eine Population bis maximal 70 Birkhühner beherbergen. Nur der mangelnde Reproduktionserfolg verhinderte eine dauerhafte Etablierung. Dieser ist als Folge angestiegener Prädatorendichten durch die habitatfremden Generalisten Fuchs und Rabenkrähe zu werten. Aufgrund der isolierten Lage des Wurzacher Rieds sparen beide Prädatoren keine unberührte Kernzone innerhalb des Moores aus, so dass Strukturspezialisten wie das Birkhuhn trotz geeigneter Biotopbedingungen keine Überlebenschance mehr besitzen.

## 5 Literatur

- ALATALO, R.V.; HÖGLUND, J.; LUNDBERG, A. & W.J. SUTHERLAND (1992): Evolution of Black Grouse leks. Female preferences benefit males in larger leks. - *Behav. Ecol.* 3: 53-59.
- ALATALO, R.V.; BURKE, T.; DANN, J.; HANOTTE, O.; HÖGLUND, J.; LUNDBERG, A.; MOSS, R. & P.T. RINTAMÄKI (1996): Paternity, copulation disturbance and female choice in lekking Black Grouse. - *Anim. Behav.* (52): 861-873.
- ALLDREDGE, J.R.; RATTI, J.T. (1986): Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. - *J. Wildl. Manage.* 50 (1): 157-165.
- AMBUEL, B.; TEMPLE, S.A. (1983): Area - dependent changes in the bird communities and vegetation of Southern Wisconsin forests. - *Ecology* 64: 1057-1068.
- AMMERMANN, D. (1998): Zur Problematik von Wiedereinbürgerungen am Beispiel der Birkhuhnprojekte in Oberschwaben. - *Natur und Landschaft*, 73. Jg., Heft 12: 519-522.
- ANDRÉN, H.; ANGELSTAM, P.; LINDSTRÖM, E. & P. WIDEN (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. - *Oikos* 45 (2): 273-277.
- ANDRÉN, H.; ANGELSTAM, P. (1988): Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. - *Ecology* 69 (2): 544-547.
- ANGELSTAM, P. (1979): Black Grouse (*Lyrurus tetrix* L.) reproductive success and survival rate in a peak and crash small - rodent years in Central Sweden - A preliminary report. - *Proc. 1th Int. Symp. Grouse 1978*: 101-111.
- ANGELSTAM, P. (1983): Population dynamics of Tetraonids, especially the Black Grouse *Tetrao tetrix* L., in boreal forests. - *Diss. Univ. Uppsala*.
- ANGELSTAM, P. (1984a): Factors influencing the distribution and abundance of the Black Grouse - a review. - *Proc. 3th Int. Symp. Grouse 1984*: 401-421.
- ANGELSTAM, P. (1984b): Sexual and seasonal differences in the mortality of the Black Grouse *Tetrao tetrix* in boreal Sweden. - *Ornis Scand.* 15: 123-134.
- ANGELSTAM, P.; JAAROLA, M. & N.-E. NORDH (1985): Are female Black Grouse *Tetrao tetrix* territorial? - *Ornis Fenn.* 62: 124-129.
- ANGELSTAM, P. (1986): Predation on ground - nesting bird's nest in relation to predator densities and habitat edge. - *Oikos* 47 (3): 365-373.
- ANGELSTAM, P.; MARTINSSON, B. (1990): The importance of appropriate spatial and temporal scales in population studies - conservation lessons based on the population dynamics of Black Grouse in boreal forest Sweden. In: LUMEIJ, J.T. & Y.R. HOOGEVEEN (eds), 1990: *The future of wild Galliformes in the Netherlands*; Amersfoort: 71-81.
- ANL/BFANL (1982): Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. - ANL/BFANL Kolloquium in Augsburg am 9. Dezember 1981. In: *Natur und Landschaft* 57.Jg. (1), 1982: 31
- ANONYMUS (1940): Beiträge zur Biologie von Auer- und Birkhuhn. - *Z. Jagdkde.* 5 (54): 25-40.
- ANSORGE, H. (1991): Populationsökologische Aspekte der Bestandesdynamik des Rotfuchses in der DDR. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGEL (Hrsg.), 1991: *Fuchs - Symposium Koblenz*, 2.- 3. März 1990. - *Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V.*, Heft 20: 49-54.
- ASCHENBRENNER, H. (1985): *Rauhfußhühner: Lebensweise, Zucht, Krankheiten, Ausbürgerung*. - Verlag M. & S. Schaper, Hannover: 152 S.



- ASCHEBRENNER, H. (1987): Rauhußhühner. In: GABRISCH, K. & ZWART, P. (Hrsg.), 1987: Krankheiten der Wildtiere. - Schlütersche Verlagsanstalt, Hannover: 319-363.
- AUGUSTIN, K. (1988): Aussetzungsgebiet Hahnenknoop. - NNABer., 1. Jg. (2): 133.
- BAINES, D. (1989): Black Grouse densities and habitat requirements. - Game Conservancy Review 21: 136-138.
- BAINES, D. (1990): Long term changes in the european Black Grouse population. - Game Conservancy Review 22: 157-158.
- BAINES, D. (1991): Factors contributing to local and regional variation in Black Grouse breeding success in northern Britain. - Ornis Scand. 22 (3): 264-269.
- BAINES, D. (1994): Seasonal differences in habitat selection by Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Northern Pennines, England. - Ibis 136: 39-43.
- BAINES, D.; HUDSON, P.J. (1995): The decline of black grouse in Scotland and northern England. - Bird Study, 42: 122-131.
- BAINES, D. (1996): The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of Black Grouse *Tetrao tetrix*. - Journ. Applied Ecology, 33: 54-62.
- BAUER, S.; KALCHREUTER, H. & E. SCHNIEPP (1982): 1. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 19 S.
- BAUER, S.; KALCHREUTER, H. & E. SCHNIEPP (1983): 2. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 31 S.
- BAUER, S.; KALCHREUTER, H. & E. SCHNIEPP (1984): 3. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 31 S.
- BAUER, S.; KALCHREUTER, H. & E. SCHNIEPP (1985): 4. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 47 S.
- BAUER, S.; SCHNIEPP, E. (1988): 5. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 37 S.
- BAUER, S.; HÖVEL, S.; SCHNIEPP, E. & E. STRAUß (1990): 6. Bericht über das Birkwild - Wiedereinbürgerungsprojekt im Wurzacher Ried. - LJV Baden - Württemberg e.V., Stuttgart: 31 S.
- BEHNKE, H. (1957): Birkwildaufzucht. - Wild u. Hund 59: 390-393.
- BEICHLER, U. (1984): Rahmenplan zur Erhaltung des Birkwildes in Schleswig - Holstein. - Beitr. Wildbiologie 4: 1-75.
- BEICHLER, U. (1985): Zur Nahrung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im Jahresverlauf im Königsmoor/ Christiansholm, Schleswig - Holstein. - Corax 11: 137-152.
- BEICHLER, U. (1987): Untersuchungen zur Struktur von Birkhuhnhabitaten in Schleswig - Holstein. - Z. Jagdwiss. 33 (3): 184-191.
- BEICHLER, U. (1988a): Die Bedeutung der Birke für das Birkhuhn. - NNABer. 1. Jg. (2): 97-98.
- BEICHLER, U. (1988b): Raumnutzung, Nahrung und Überlebensdauer ausgewilderter Birkhühner in Schleswig - Holstein. - Natur und Landschaft, 63. Jg., 7/8: 322-327.
- BEICHLER, U. (1989): Birkhuhn - Auswilderung - eine ernüchternde Bilanz. - Die Pirsch, 9: 33-36.
- BERGMANN, H.-H.; ELSRODT, W. & H.J. KÜNNE (1988): Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz - ein Projektbericht. NNABer. 1. Jg. (2): 135-136.

- BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S. (1994): Distribution, status and limiting factors of Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. - *Giebler Faune Sauvage, Game Wildl.* (2): 99-122.
- BERGMANN, H.-H.; NIKLASCH, K. (1995): Das Haselhuhnprojekt im Harz - Methoden, Ergebnisse und Probleme der Wiederansiedlung. - *Naturschutzreport 10*: 283-295.
- BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S.; MÜLLER, F.; SCHERZINGER, W.; SWENSON, J.E. & J. WIESNER (1996): Die Haselhühner. Magdeburg: 278 S.
- BERNARD, A. (1982): An analysis of Black Grouse nesting habitats in the French Alps. - *Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981*: 156-172.
- BLAB, J.; RIECKEN, U. (1989): Konzepte und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für ein Verzeichnis der gefährdeten Tier-Lebensstätten in der Bundesrepublik Deutschland. - *Schr.- R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz*, 29: 78-94.
- BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - *Schr.- Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24*, 2. Aufl.: 257 S.
- BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz. - *Natur und Landschaft*, 67. Jg. (9): 419-424.
- BOAG, D.A. (1972): Effect of radio-packages of behaviour of Red Grouse. - *J. Wildl. Manage.* 36: 511-518.
- BOBACK, A.; MÜLLER-SCHWARZE, D. (1968): Das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*). - A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 91 S.
- BOCH, J.; SUPPERER, R. (1983): Veterinärmedizinische Parasitologie, 3. Auflage, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- BÖCKER, R.; SCHUCKERT, U. (1998): Konzept für eine Erfolgskontrolle im Wurzacher Ried. - In: *Naturschutzzentrum Bad Wurzach (Hrsg.), 1998: Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“*: 97-103
- BOITANI, L. (1977): Proceedings of the seminar reintroductions techniques and ethics, Rome 29./30.6.1976, WWF Italia: *Seria atti e studi*, 2: 303 S.
- BORTZ, J. (1985): *Lehrbuch der Statistik für Sozialwissenschaftler*, Springer Verlag.
- BRGLEZ, J.; RAKOVEC, R. & H. HRIBAR (1970): Die Parasiten des Birkhuhns (*Lyrurus tetrix* L.) aus einigen Jagdrevieren Sloweniens (Jugoslawien). - *Z. Jagdwiss.* 16: 32-35.
- BRITTAS, R.; MARCSTRÖM, V. & V. ENGREN (1990): Habitat use by swedish Black Grouse during summer. - *Proc. 4th Int. Symp. Grouse, 1987*: Cap. 21.
- BRITTAS, R.; WILLEBRAND, T. (1991): Nesting habitats and egg predation in swedish Black Grouse. - *Ornis Scand.* 22 (3): 261-263.
- BROZIO, F. (1990): Die Flachlandpopulation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) im Kreis Weißwasser. - *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 64 (1): 93-98.
- BROZIO, F. (1993): Grundlagen für ein regionales Artenschutzprogramm zur Flachlandpopulation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) in Nordsachsen. - *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1 des Freistaates Sachsen*: 4-10.
- BROZIO, F. (1995): Das Birkhuhn in der Muskauer Heide. - *Naturschutzreport 10*: 167-172.
- BROZIO, F. (1996): Zur Situation des Birkhuhns in der Lausitz. - *NNABer.*, 9. Jg., Heft 1: 43-45.
- BROZIO, F. (1997): Das Birkhuhn: die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - wie können wir diese Tierart erhalten? - *Zusammenfassung der Tagungsergebnisse.- Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Auflage*: S. 2.

- BRÜLL, H. (1971): Studien am Birkwild im Beobachtungsrevier "Dellstedter Birkwildmoor" über 16 Jahre. - Z. Jagdwiss. 17: 53-59.
- BRÜLL, H. (1977): Das Birkhuhn.- In: A. LINDNER (Hrsg.), 1977: Die Waldhühner. - Verlag Paul Parey: 65-107.
- BUB, H. (1977): Vogelfang und Vogelberingung - Teil II. - A. Ziemsen Verlag, Wittenberg: 82-85.
- BURGER, L.D.; BURGER, L.W. & J. FAABORG (1994): Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. - J. Wildl. Manage. 58 (2): 249-254.
- BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. (1981): Forest island dynamics in man - dominated landscape. - Springer Verlag New York.
- BYERS, C.R.; STEINHORST, R.K. (1984): Clarification of a technique for analyses of utilisation - availability data. - J. Wildl. Manage. 48 (3): 1050-1053.
- CAIZERGUES, A.; ELLISON, L.N. (1998): Impact of radio - tracking on Black Grouse *Tetrao tetrix* reproductive success in the French Alps. - Wildlife Biology, 4 (4): 205-212.
- CAPT, S. ; STADLER, H.W. (1988) : Untersuchungen von Habitatnutzung von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes* L.) im schweizerischen Alpenraum. - Diss. Phil.-nat. Fakultät Univ. Bern: 124 S.
- CARIUS, H.; GUTHÖRL, V. & P. MÜLLER (1991): Raumnutzung und Mobilität des Vektors Fuchs. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGEL (Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.- 3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Heft 20: 99-105.
- CAYFORD, J. (1990): Developing and management programme for the conservation of Black Grouse in commercial forests in Wales. - Proc. 4th Int. Symp. Grouse 1987: Cap. 22.
- CLEMENS, T.; VAUK, G. (1988): Vorbereitende Arbeiten und Beobachtungen zur Auswilderung von Birkwild mittels einer Flugvoliere. - NNABer. 1.Jg. (2): 83-86.
- CLEMENS, T. (1988): Verbreitung und Bestandesentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) im Landkreis Cuxhaven 1910 - 1982. - NNABer., 1. Jg. (2): 128-131.
- CLEMENS, T. (1990): Birkwild - Moorschutz = Artenschutz. - Verein Jordansand z. Schutz der Seevögel und der Natur e.V. 8: 327 S.
- COTTER, R.C.; GRATTO, C.J. (1995): Effects of nest and brood visits and radio transmitters on Rock Ptarmigan. - J. Wildl. Manage. 59 (1): 93-98.
- CYR, A. (1977): A method of describing habitat structure and its use in bird population studies.- Polish Ecological Studies 3 (4): 41-52.
- DE VOS, G.J. (1983): Social behaviour of Black Grouse - an observational and experimental field study. - Ardea 71: 1-103.
- DEGN, H.J. (1979): The Danish population of Black Grouse. - Proc. 1th Int. Symp. Grouse 1978: 27-31.
- DEGN, H.J. (1980): Der dänische Birkwildbestand. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 139-145.
- DEN BOER, P.J. (1986): What can carabid beetles tell us about dynamics of populations. Carabid beetles, their adaptations and dynamics. Gustav Fischer, Stuttgart: 315-330
- DICK, H. (1995): Randeffekt - Problematik durch generalistische Beutegreifer am Beispiel von Rabenkrähe (*Corvus corone corone* LINNAEUS 1758) und Wurzacher Ried (Süddeutschland). - Ökol. Vögel, Band 17, Heft 1, 128 S.

- DIETRICH, J. (1982): Zur Ökologie des Habichts - *Accipiter gentilis* - im Stadtverband Saarbrücken. - Diplomarbeit Universität d. Saarlandes: 175 S.
- DITTUS, W. (1915): Über das Vorkommen von Birkwild (*Tetrao tetrix*) im südlichen Oberschwaben. - Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg, 71. Jg., Stuttgart: 268-269.
- DOENECKE, M.; NIETHAMMER, G. (1970): Bestandsänderungen des Birkwildes und die Wandlung der Bodennutzung im westlichen Münsterland im Verlauf der letzten 100 Jahre. - Z. Jagdwiss. 16 (3): 97-115.
- DONCASTER, C.P.; DICKMANN, C.R. & D.W. MACDONALD (1990): Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. - J. Mammal. 71: 188-194.
- DS/IRV (1980): Zur Problematik "Rauhfußhühner und Greifvögel". - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 191-192.
- EBERT, W. (1963): Um die Zukunft des Birkwildes. - Für unsere freilebende Tierwelt, Mitteilungsblatt der Schutzgemeinschaft Deutsches Wild I: 1-5.
- EIBERLE, K. (1975): Zur Anlage und Benützung der Fuchsbaue im jagdlichen Versuchsrevier der ETH Zürich. - Z. Forstwesen 126 (1): 41-64.
- EIBERLE, K.; MATTER, J.-F. (1985): Zur Bedeutung einiger Witterungselemente für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Alpenraum. - Allg. Forst- u. Jagdztg. 156: 101-105.
- ELLENBERG, H. (1978): Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) in Mitteleuropa. - Spixiana Supplement 2, 1978.
- ELLENBERG, H. (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz. Zur Einführung. - NNABer., 2. Jg. (1): 4-8.
- ELLENBERG, H. (1992): Naturschutz als konstruktiver Beitrag zur zukünftigen Landnutzung in Mitteleuropa. - NNABer., 5. Jg. (1):4-8.
- ELLIGER, A. ; PEGEL, M. (1996): Jagdbericht Baden – Württemberg 1994/95. Berichte der Wildforschungsstelle Nr. 4. - Herausgeber: Wildforschungsstelle des Landes Baden - Württemberg, Aulendorf.
- ELLISON, L.N. (1980): Einflüsse der Herbstjagd auf eine Birkhuhnpopulation in den französischen Alpen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 159-165.
- ELLISON, L.N.; MAGNANI, Y. & R. CORTI (1982): Comparison of a hunted and three protected Black Grouse populations in the French Alps. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981: 175-188.
- ELLISON, L.N.; MAGNANI, Y. (1984): Changes in Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in the French Alps. - Proc. 3th Int. Symp Grouse 1984: 434-460.
- ELLISON, L.N. (1989): Déplacements d'adultes de Tétrins Lyre (*Tetrao tetrix*) en automne et en Hiver. - Gibier Faune Sauvage 6: 245-260.
- ENDELER, J.A. (1977): Geographic Variation, speciation and clines. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- ENGLUND, J. (1970): Some aspects of reproduction and mortality rates in Swedish foxes. - Viltrevy 8: 1-82.
- ERDMANN, M.; GÄRTNER, S. & S. KLAUS (1995): Bestand und Lebensraumnutzung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im Thüringer Wald. – Naturschutzreport 10: 149-158.
- ERIKSTAD, K.E. (1979): Effects of radio packages on reproductive success of Willow Grouse. - J. Wildl. Manage. 43 (1): 170-175.

- ERRINGTON, P.L. (1946): Predation and vertebrate populations (concluded). - Quarterly Review of Biology 21: 144-177, 221-245.
- FEHLBERG, U.; POHLMAYER, K. (1991): Erkrankung des Birkhuhnes (*Tetrao tetrix* L.) in Volierenhaltung. - Tierärztl. Mschr. 78: 387-390.
- FINCKH, R. (1881): Über das Vorkommen von *Tetrao tetrix* L. in Württemberg. - Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ. 37: 141-152.
- FINKENSTEIN, G. (1899): Kann man Birkwild aussetzen?- Wild und Hund 5: S. 355.
- FORSTNER, M.; LASSNER, A. (1988): Ökosystemsenschutz für Rauhußhühner - die Erhaltung des Moorreservates Meloner Au. - Vogelschutz in Österreich 2: 11-15.
- FUNK, S.M. (1987): Der Bau als Kommunikationszentrum: Dispersions - Strategien beim Rotfuchs, *Vulpes vulpes* L. - Dt. Ges. Säugetierkde, 1. Hauptversammlung Berlin 27, Kurzfassungen d. Vorträge: 17.
- FUNK, S.M.; GÜRTLER, W.-D. (1991): Über den Zusammenhang zwischen Reproduktionserfolg und Populationsdichte beim Rotfuchs *Vulpes vulpes* L. - In: COMMICHAU & H. SPRANGEL (Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.- 3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Heft 20: 39-47.
- GATES, J.E.; GYSEI, L.W. (1978): Avian nest dispersion and fledging success in field forest ecotones. - Ecology 59, 5: 871-883.
- GEORGII, B. (1979): Radiotelemetrie in der Wildbiologie. - Z. Jagdwiss. 25: 193-200.
- GEORGII, B. (1980): Untersuchungen zum Raum - Zeit - System weiblicher Rothirsche (*Cervus elaphus* L.) im Hochgebirge.- Diss an der Fakultät für Biologie, Universität München.
- GERMAN, R. (1968): Bad Wurzach - Ein naturkundlicher und geschichtlicher Führer durch die Umgebung. - Theiss Verlag, Stuttgart: 75 S.
- GINDRE, R. (1979): Status of Capercaillie, *Tetrao urogallus*, and Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, in France. - Proc. 1th Int. Symp. Grouse 1978: 38-44.
- GLÄNZER, U.; DIETZEN, W. (1978): Bestandssituation des Birkwildes in Bayern. - Beitr. Avifauna d. Rheinlandes 11: 87-101.
- GLÄNZER, U. (1980): Historische und aktuelle Verbreitung des Birkhuhns in Bayern. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 135-138.
- GLÄNZER, U. (1988): Die Bedeutung der Vegetationsstruktur für die Qualität der Lebensräume des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). - NNABer., 1. Jg. (2): 102-109.
- GLÄNZER, U. (1989): "Sicheln im Stoß, Korallen über den Augen" das Birkhuhn. - Jb. Ver. Schutz Bergwelt 54: 11-26.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K.M. & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 5. - Akademische Verlagsgesellschaft Wiesbaden: 104-172.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U.N. (1985): Rauhußhühner. - Ber. d. Schweizerischen Vogelwarte Sempach 1985: 1-32.
- GORETZKI, J. (1997): Zur Populationsentwicklung des Rotfuchses in der Bundesrepublik Deutschland. - In: Das Birkhuhn: Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen: Wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt, (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 46-48.

- GÖTTLICH, K. (1968): Moorkarte von Baden - Württemberg: Erläuterungen zu Blatt Bad Waldsee L 8124. - Stuttgart: Landesvermessungsamt Baden - Württemberg und Regierungspräsidium Südwürttemberg: 73 S.
- GÖTTLICH, K. (1980): Moor- und Torfkunde. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung in Stuttgart, 2. Aufl.: 338 S.
- GÖTZE, D. (1996): Die aktuelle Situation des Birkhuhnbestandes im nördlichen Bereich des Truppenübungsplatzes Bergen (Bundesforstamt Wense). - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 53-54.
- GREMELS, H.-D. (1988): Das Verdauungssystem der Rauhußhühner - Grundlage zum Verständnis der Ernährungssituation des auszuwildernden und freilebenden Birkwildes. - NNABer., 1. Jg. (2): 98-102.
- GROVE, S.J.; HOPE - JONES, P.; MALKINSON, A.R.; THOMAS, D.H. & I. WILLIAMS (1988): Black Grouse in Wales, spring 1986. - British Birds 81: 2-9.
- GRÜNTJENS, Th. (1996): Zur Situation des Birkhuhns im Revier der Forstverwaltung der Rheinmetall Industrie AG in Unterlüß. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 56-58.
- GUTHÖRL, V ; KALCHREUTER, H. (1995): Zum Einfluß des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. - Informationen aus der Wildforschung, European Wildlife Research Institute: 117 S.
- HAARSTICK, K.H. (1984): Die Wiedereinbürgerung des Auerhuhns im Harz von 1975 - 1983 - ein Versuch. - Niedersächsischer Jäger 29: 919-925.
- HAAS, G. (1965): Vorkommen und Ökologie des Birkhuhns in Baden-Württemberg. - Jb. Verein f. Vaterländ. Naturkde. Württ. 120: 232-245.
- HÄBERLEIN, C.; JENRICH, J. & K.-H. KOLB (1997): Maßnahmen zum Schutz des Birkhuhns in der Rhön. - In: Das Birkhuhn: die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Aufl.: 36-41.
- HALLER, H., BREITENMOSER, U. (1986): Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (*Lynx lynx*). - Z. Säugetierkunde, 51: 289-311.
- HÄLTERLEIN, B. (1989): Birkhuhn-Auswilderung, Dellstedt 1988. Ergebnisse der telemetrischen Beobachtungen. Jahresbericht 1989, Forschungsstelle Wildbiologie, Univ. Kiel.
- HANCOCK, M.; BAINES, D.; GIBBONS, D.; ETHERIDGE, B. & M. SHEPHERD (1999): Status of male Black Grouse *Tetrao tetrix* in Britain in 1995 - 96. - Bird Study 46: 1-15.
- HANNON, S.J.; MARTIN, K. & J. SCHIEK (1990): Patterns of predation in a Willow Ptarmigan population in northern Canada. - Proc.- 4th Int. Symp. Grouse 1987.
- HANNON, S.J.; MARTIN, K.; LEN, T. & J. SCHIEK (1993): Investigator disturbance and clutch predation in Willow Ptarmigan: Methods for evaluating impact. - J. Field Ornithol., 64 (4): 575-586.
- HANSON, W. R.; SOIKKELI, M. (1984): Group size and sex ratios among finnish Black Grouse. - Ornis Fenn. 61: 65-68.
- HANSSON, H.-CH. (1983): Outdoor environmental studies using particle included x-ray emission analysis: sampling multivariate statistical evaluation and instrumental development. - Lund, Univ., Diss.
- HATLAPA, H.-H. (1988): Probleme und Methoden bei der Auswilderung von Birkwild (*Lyrurus tetrix*). - NNABer., 1. Jg. (2): 80-82.
- HAYS, R.L.; SUMMERS, C. & W. SEITZ (1981): Estimating Wildlife Habitat Variables - Biological Services Program, Fish an Wildlife Service; US Departement of the Interior. 106 S.

- HECKENROTH, H. (1980): Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Niedersachsen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 111-114.
- HECKENROTH, H. (1988): Birkhuhn - Bestandsentwicklung in Niedersachsen. - NNABer., 1. Jg. (2): 121.
- HELLE, P. (1984): Effects of habitat area on breeding bird communities in Northeastern Finland. - Annales Zoologici Fennici 21: 421-425.
- HERTEL, H.; JÄGER, D. (1995): Das Birkhuhn in Nordwestböhmen. - Artenschutzreport 10: 183-193.
- HERZOG, P.W.; BOAG, D.A. (1978): Dispersion and mobility in a local population of Spruce Grouse. - J. Wildl. Manage. 42 (4): 853-864.
- HERZOG, P.W. (1979): Effects of radio marking on behaviour, movements, and survival of Spruce Grouse. - J. Wildl. Manage. 43 (2): 316-323.
- HEYDEMANN, B. (1979): Naturschutz in Schleswig - Holstein. - in Naturschutzverband Schleswig - Holstein: 15-21.
- HÖGLUND, J.; ALATALO, R.V. & A. LUNDBERG (1990): Copying the mate choice of others? Observations on female Black Grouse. - Behaviour (114): 221-231.
- HÖGLUND, J.; STÖHR, S. (1996): A non - lekking population of Black Grouse *Tetrao tetrix*. - J. of Avian Biology 28 (2): 184-187.
- HÖHN, G. (1991): Birkwildbestand in der Hohen Rhön gefestigt. - Die Pirsch 19: 22.
- HÖHN, G. (1992): Birkwildbestand stagniert. - Die Pirsch, 44. Jg. 14: 22.
- HÖHN, G. (1993): Hohe Rhön: Unveränderter Birkwildbesatz. - Wild u. Hund 14: 18.
- HOLST-JÖRGENSEN (1996): The Black Grouse in Denmark. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 21-24.
- HÖLZINGER, J. (1975): Rückgang und Fragen zur Erhaltung des Birkhuhns in Baden - Württemberg. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 7: 60-62.
- HÖLZINGER, J. (1980a): Der Untergang des Birkhuhns *Lyrurus tetrix* in Baden - Württemberg und dessen Ursachen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 123-134.
- HÖLZINGER, J. (1980b): Stellungnahme zur Ausbürgerung von Birkwild in Baden - Württemberg.- Projektgutachten für den DBV, Landesverband Baden – Württemberg.
- HÖLZINGER, J. (1987a): Avifauna Bad.-Württ. 1.1. - Landesanstalt f. Umweltschutz Bad.-Württ.: 1-722.
- HÖLZINGER, J. (1987b): Avifauna Bad.-Württ. 1.2. - Landesanstalt f. Umweltschutz Bad.-Württ.: 930-935.
- HÖVEL, S. (1989): Mobilität, Habitatnutzung und Mortalität ausgewilderten Birkwildes (*Tetrao tetrix*) im Wurzacher Ried. - Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Eberhard - Karls - Universität Tübingen: 106 S.
- HÖVEL, S.; MESSINESIS, K.; DICK, H.; BAUER, C.; STRAUß, E.; KLINGSEIS, T.; BAUER, S. (1994): Untersuchungen über die Voraussetzung zur Erhaltung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Oberschwaben und seiner oberschwäbischen Lebensräume. - Abschlussbericht; Landesjagdverband Baden - Württemberg: 485 S.
- HOVESTADT, T; ROESNER, J. & M. MÜHLENBERG (1992): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Forschungszentrum Jülich GmbH, Ber. aus d. ökologischen Forschung (1): 277 S.
- HOVI, M.; ALATALO, R.V. & P.T. RINTAMÄKI (1996): Habitat differences and variability in the lek mating system of Black Grouse. - Behaviour 133: 561-578.
- HUDSON, P.J.; RENTON, J. & G. DALBY (1989): Territorial status and survival in a low density Grouse population. - Game Conservancy Annual Review for 1988: 126-128.

- HÜPPOP, O.; WALTHER, K.; HOLZAPFEL, C.; VIDAL, S. & H. WILKENS (1988): Isolierte Vorkommen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide": Verhalten, Gefährdung, Schutz- und Pflegevorschläge. - Verh. naturw. Ver. Hamburg 30: 319-343.
- LOKEM, A. (1985): Eco-éthologie du renard roux (*Vulpes vulpes* L.) en Lorraine belge. - Ann. Med. Vet., 129 : 309-318.
- ISELL, L.A.; CHENEY, D.L. & R.M. SEYFARTH (1990): Costs and benefit of home range shifts among vervet monkeys (*Cercopithecus aethiops*) in Amboseli National Park, Kenya. Behavioral Ecology and Sociobiology 27: 351-358.
- IUCN (1987): The IUCN Position statement on translocation of living organisms - Introductions, Reintroductions and Restocking. - 22nd Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland: 1-11.
- IWANTER, Ä.W. (1963): Das Birkhuhn in Karelien. - Ornitologija 6: 68-80.
- JANETSCHKE, H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden - Hinweise zur Analyse von Landökosystemen, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart: 175 S.
- JANSEN, W.; SPELDA, J & J. THAM (1993): Faunistischer Fachbeitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet Wurzacher Ried. - Institut für Zoologie der Universität Hohenheim: 200 S.
- JANSEN, W. (1999): Faunistisch - limnochemische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in einem süddeutschen Moorkomplex (Wurzacher Ried, Lkr. Ravensburg). - Schriftenreihe naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse Band 60, Verlag Dr. Kovac Hamburg. 145 S:
- JANZEN, D.H. (1983): No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. - Oikos 41: 402-410.
- JOHNSON, G.R.; STANLEY, A.T. (1990): Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. - J. Wildl. Manage. 54 (1). 106-111.
- KALCHREUTER, H. (1980): Vogel des Jahres: das Birkhuhn. - Der Jäger in Baden - Württemberg, April 1980: 5-6.
- KALCHREUTER, H. (1981 a): Ausbürgerung von Birkwild in Oberschwaben. Projektbericht 1980. - Der Jäger in Baden - Württemberg, März 1981: 7.
- KALCHREUTER, H. (1981 b): Erste Erfolge der Birk- und Auerhuhn - Projekte in Baden - Württemberg. - Natur- und Landschaft, 56. Jg. (4): 129-130.
- KALCHREUTER, H.; BAUER, S (1984): A chance for conservation of the Black Grouse (*Lyrurus tetrix*) in Central Europe. - Proc. 3th Int. Symp. Grouse 1984: 551-570.
- KAPHEGYI, T.A.M.; BREITENMOSER, U. (1995): Projekt Jungfuchs und Tollwut im Kanton Solothurn. - Wildbiologie in der Schweiz, 6/24.
- KAPHEGYI, T.A.M. (1998): Fuchsreduktion zum Schutz gefährdeter Waldhühnerpopulationen im Schwarzwald: Eine sinnvolle Managementmaßnahme?. - In Weidenbach, P. (Hrsg.), 1998: Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 2: 102-109.
- KARVONEN, E.; RINTAMÄKI, P.T. & R.V. ALATALO (2000): Female - female aggression and female mate choice on Black Grouse leks. - Animal Behaviour 59: 981-987.
- KASTALDEN, L.; WEGGE, P. (1990): Why and when do Capercaillie chicks die - preliminary results based on radioinstrumented broods in southeast Norway. Proc.- 4th Int. Symp. Grouse 1987.



- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Landschafts-ökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes. - Habil. Schrift. Diss. Bot. 27.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 461 S.
- KAY-BLUM, U. (2000): Birkwildpopulation in der Rhön hat sich stabilisiert. - Jagd in Bayern, Heft 7: S.23.
- KENWARD, R.E. (1977): Predation on released Pheasants (*Phasianus colchicus*) by Goshawks in Central Sweden. - *Viltrevy* 10: 79-122.
- KENWARD, R.E. (1987): Wildlife radio tagging. - Academic Press., London: 222 S.
- KENWARD, R.E.; MARCSTRÖM, V. & M. KARLBOM (1981): Goshawk winter ecology in Swedish Pheasants habitats. - *J. Wildl. Mange.* 45: 397-408.
- KINNEAR, J.E.; ONUS, M.L. & R.N. BROMILOW (1988): Fox control and Rock-Wallaby population dynamics. - *Aust. Wildlife Research* 15 (4): 435-450.
- KLAUS, S. (1984): Predation among Capercaillie in a reserve in Thuringia. - *Proc. 3th Int. Symp. Grouse* 1984: 334-346.
- KLAUS, S. (1987): Birkhuhn *Tetrao tetrix* (L.). - Buch der Hege 2, Federwild, Verlag Harri Deutsch, Thun: 46-55.
- KLAUS, S.; BERGMANN, H.-H.; MARTI, C.; MÜLLER, F.; VITOVIC, O.A. & J. WIESNER (1990): Die Birkhühner. - A. Ziemsen Verlag, Wittenberg: 288 S.
- KLAUS, S.; SEIBT, E. & W. BOOCK (1991): Zur Ökologie des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im mittleren Thüringer Wald. - *Acta ornithoecol.*, Jena 2 (3): 211-229.
- KLAUS, S. (1994): To survive or to become extinct: Small populations of Tetraonids in Central Europe. - In H. Remmert (ed): *Minimum animal populations.* - *Ecological Studies* 106; Springer Verlag Berlin. 137-153.
- KLAUS, S. (1996): Birkhuhn - Verbreitung in Mitteleuropa, Rückgangsursachen und Schutz. - *NNABer.*, 9. Jg. Heft 1: 6-11.
- KLAUS, S. (1997) : Der Einfluss des Fuchses (*Vulpes vulpes*) auf Rauhfußhühner (*Tetraoninae*). - In: *Das Birkhuhn: Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - Wie können wir diese Tierart erhalten?* - *Sächsische Akademie für Natur und Umwelt* (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 49 - 54.
- KLAUS, S. (1998): Aktuelle Schutz- und Auswilderungsprojekte für Waldhühner in Mitteleuropa - Erfolge und Misserfolge. In: WEIDENBACH, P. (Hrsg.), 1998: *Naturnaher Waldbau und Waldhühner - Widersprüche und Perspektiven.* - *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* (2): 36-57.
- KLINGSEIS, T. (1993): Über den Randeffekt in oberschwäbischen Mooren: Faunistisch - ökologische Untersuchungen zum Vergleich des Einflusses verschiedener Randbiotope auf die zoologische Artenzusammensetzung von Hochmooren. - Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Eberhard - Karls - Universität Tübingen: 130 S.
- KOIVISTO I. (1965): Behaviour of the Black Grouse, *Lyrurus tetrix* (L.), during the spring display. - *Finn. Game Res.* (26): 1-60.
- KOKKO, H.; RINTAMÄKI, P.T.; ALATALO, R.V.; HÖGLUND, J.; KARVONEN, E. & A. LUNDBERG (1999): Female choice selects for lifetime lekking performance in Black Grouse males. - *Proc. R. Soc. London*: 2109-2115.

- KOLB, K.-H. (1996): Die Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in der bayerischen Rhön gestern und heute. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 32-42.
- KÖLTRINGER, C. (1997): Die Bemühungen zum Erhalt des Birkhuhns in Schleswig - Holstein. - In: Das Birkhuhn: die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - Wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 55-57.
- KÖNIG, B. (1991): Fuchs- und Dachsbaukartierung im Wurzacher Ried und Randgebiete. - Werkvertragsarbeit für den Landesjagdverband Baden - Württemberg:
- KONOLD, W.; SCHWINEKÖPER, K. & E.-M. SCHÜLE (1990): Nutzungsgeschichte des Wurzacher Riedes. - Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim: 88 S.
- KOSKIMIES, J. (1958): Seasonal, geographical and yearly trends in the weight of Capercaillie and blackgame. - Ornis. Fenn. 35. 1-18.
- KRACHT, V.; KRAHL, W. & S. METZ (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung - Projekt: Wurzacher Ried. - Natur und Landschaft, 66. Jg., 1: 9-14.
- KRACHT, V. (1998): Von ersten Schutzbemühungen bis zur umfassenden Schutzkonzeption - Zur Geschichte des Naturschutzgebietes Wurzacher Ried. - In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach (Hrsg.), 1998: Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“: 52-57.
- KRUIJT, J.P.; HOGAN, J.A. (1967): Social behaviour on the lek in Black Grouse, *Lyrurus tetrix tetrix*. - Ardea 55: 203-240.
- KRUIJT, J.P.; DE VOS, G.J. & I. BOSSEMA (1972): The arena system of the Black Grouse. - Proc. 15th Int. Ornithol. Congr.: 399-423.
- KUBASCH, H. (1993): Die Königsbrücker Heide als potentieller Birkhuhnlebensraum. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1 des Freistaates Sachsen: 11-12.
- KURKI, S.; HELLE, P.; LINDÉN, H. & A. NIKULA (1997): Breeding success of Black Grouse and Capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. - Oikos, 79: 301-310.
- KURZEJESKI, E.W.; ROOT, B.G. (1988): Survival of reintroduced Ruffed Grouse in North Missouri. - J. Wildl. Manage. 52 (2): 248-252.
- LABHARDT, F. (1990): Der Rotfuchs. - Verlag Paul Parey: 158 S.
- LABHARDT, F. (1991): Zur Ernährung von Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*) im Saarland. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGGEL (Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.-3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig - Universität Gießen e.V., Heft 20: 13-21.
- LANCE, N.; WATSON, A. (1979): Some strengths and limitations of radio - telemetry for research on Grouse. - Proc. 1th Int. Symp. Grouse: 112-114.
- LARSEN, B. (1982): Spacing behaviour of Capercaillie Cocks during spring and summer as determined by radio telemetry. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse: 124-130.
- LEIMGRUBER, P.; MCSHEA, W.J. & J.H. RAPPOLE. (1994): Predation on artificial nests in large forests blocks. - J. Wildl. Manage. 58 (2): 254-260.
- LEVENSON, J.B. (1981): Woodlots as biogeographic islands in Southeastern Wisconsin. - In: BURGESS, R.L. & D.M. SHARPE (eds.), 1981: Forest island dynamics in man - dominated landscapes; Springer Verlag, New York: 13-39.

- LIESER, M. (1995): Lebensraumansprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. - Naturschutzreport 10: 239-255.
- LINDEMANN, W. (1952): Über die Anpassungsfähigkeit des Birkwildes. - Wild und Hund 55 (1): 17-18.
- LINDÉN, H. (1981): Estimation of juvenile mortality in the Capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the Black Grouse *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. - Finn. Game Res. 39: 35-51.
- LINDÉN, H. (1983): Variations in clutch size and egg size of Capercaillie and Black Grouse. - Suomen Riista 30: 44-50.
- LINK, H. (1986): Untersuchungen am Habicht (*Accipiter gentilis*). - DFO - Schriftenreihe 2: 94 S.
- LONEUX, M. (2000): Compared modelling of climatic influences on Black Grouse population dynamics in Europe – Summary of the doctoral thesis. - In: The World Pheasant Association (ed.), 2000: Grouse News, 20,: 9-10.
- LORENZ, R.J. (1988): Grundbegriffe der Biometrie, 2. Auflage. - Gustav Fischer Verlag Stuttgart: 240 S.
- LUCHERINI, M.; CREMA, G. (1994): Seasonal variation in diet and trophic niche of the Red Fox in an alpine habitat. - Z. Säugetierkde. 59: 1-8.
- LUND, H.M.K. (1954): Nematodes, cestodes, and coccidia found in 136 Black Grouse in Norway. - Stat. Viltunders. 1-42.
- LÜTH, M. (1990): Vorkommen und Verbreitung der Pflanzen im Wurzacher Ried. - Werkvertragsarbeit für die BNL Tübingen: 90 S.
- LÜTKEPOHL, M. (1988): Birkhuhn - Bestandsentwicklung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. - NNABer., 1. Jg. (2): 127-128.
- LÜTKEPOHL, M. (1993): Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide - Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen, Lebensräume - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1 des Freistaates Sachsen: 27-32.
- LÜTKEPOHL, M. (1995): Die Situation des Birkhuhns im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. - Naturschutzreport 10: 159-165.
- LÜTKEPOHL, M. (1996): Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 48-53.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. (1967): The theory of island biogeography. - Princeton University Press: 203 S.
- MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. - Natur und Landschaft 55 (3): 91-96.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. - Natur und Landschaft, 56: 235-242.
- MAHR, R. (1984): Birkwild im oberschwäbischen Raum. - Die Pirsch 9: 603-604.
- MARCSTRÖM, V.; BRITTAS, R. & E. ENGREN (1982): Habitat use by Tetraonids during summer - a pilot study. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981: 148-153.
- MARCSTRÖM, V.; ENGREN, E. (1984): About predation on Tetraonids in northern Sweden. - Proc. 3th Int. Symp. Grouse 1984: 94-97.
- MARCSTRÖM, V.; KARLBOM, M. (1989): Survival of Ring - Necked Pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. - J. Wildl. Manage. 53 (3): 808-810.
- MARCSTRÖM, V. (1990): The effects of predation on Grouse populations. - Proc. 4th Int. Symp. Grouse 1987: Cap. 1.

- MARJAKANGAS, A. (1984): The effects of artificial feeding on the mineral nutrition of the Black Grouse in winter. - Proc. 3th Int. Symp. Grouse 1984: 514-520.
- MARJAKANGAS, A. (1990): Does the provision of extra food in winter affect the abundance of the Finnish Black Grouse? - Proc. 4th Int. Symp. Grouse 1987: Cap. 20.
- MARJAKANGAS, A.; ASPEGREN, H. (1991): Responses of Black Grouse *Tetrao tetrix* hens to supplemental winter food. - Ornis Scand. 22 (3): 282-283.
- MARJAKANGAS, A.; (1992): Movements, breeding success and mortality of Black Grouse hens - A radio-tracking study in Finland. - In: The World Pheasant Association (ed.), 1992: Grouse News No. 3: 8-9.
- MARJAKANGAS, A.; VALKEAJÄRVI, P. & L. IJÄS (1997): Female Black Grouse *Tetrao tetrix* shift nest after nest loss. - J. Orn. 138: 111-116.
- MARTI, CH.; PAULI, H.-R. (1983): Bestand und Altersstruktur der Birkhuhnpopulation im Reservat Aletschwald (Aletschgebiet, VS). - Bull. Murith. 101: 23-38.
- MARTI, CH.; PAULI, H.R. (1985): Wintergewicht, Masse und Altersbestimmung in einer alpinen Population des Birkhuhns *Tetrao tetrix*. - Orn. Beob. 82: 231-241
- MARTI, CH. (1985): Unterschiede in der Winterökologie von Hahn und Henne des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Aletschgebiet (Zentralalpen). - Orn. Beob. 82 (1): 1-30.
- MARTI, CH. (1986): Die Energieversorgung des Birkhuhns im Winter. - Wildtier 4: 3-6.
- MARTI, CH. (1988): Das Birkhuhn in den Alpen - ein ökologischer Vergleich mit fennoskandischen und norddeutschen Populationen. - NNABer., 1. Jg. (2): 117-120.
- MATEJKA, H.; RÖBEN, P. & E. SCHRÖDER (1977): Zur Ernährung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (Linne, 1758) im offenen Kulturland. - Z. Säugetierkde. 42: 347-357.
- MEES, K. (1980): Zur Biologie des Birkhuhns in den nordwestdeutschen Hochmooren. - Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 16: 15-21.
- MEIA, J.-S.; WEBER, J.-M. (1992): Characteristics and distribution of breeding dens of the Red Fox (*Vulpes vulpes*) in a mountainous habitat. - Z. Säugetierkde. 57: 137-143.
- MEIDEL, E. (1989): Immer weniger Birkwild auf der Langen Rhön. - Jagd in Bayern 8: 12-13.
- MEILE, P. (1980): Zur Platzkonkurrenz von Balzplätzen und Wintersportanlagen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 51-58.
- MEILE, P. (1982): Skiing facilities in alpine habitat of Black Grouse and Capercaillie. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse: 87-93.
- MENZEL, K. (1988): Zur Situation des Birkwildes auf dem Truppenübungsplatz Bergen (Bundesforstamt Siebensteinhäuser). - NNABer., 1. Jg. (2): 126.
- MESSINESIS, K. (1992): Untersuchungen zur Randeffekt - Problematik des Wurzacher Riedes: Vögel- und Kleinsäugerfauna (*Muridae* und *Soricidae*) sowie Arthropodenfauna (*Araneae*, *Coleoptera*, *Formicidae*) auf Transekten und Vergleichsflächen. - Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Universität Darmstadt: 115 S.
- MEYER, P. (1974): Ökologisch - ethologische Gesichtspunkte zur Erhaltung des Birkhuhns (*Lyrurus tetrix* L.) insbesondere in norddeutschen Moor- und Heidebiotopen. - Telma 4: 297-321.
- MEYERHOFER, M. (1995): Habitatbewertung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) in den Loisach - Kochelsee - Mooren. - Diplomarbeit an der Biologischen Fakultät der Ludwig - Maximilians - Universität München: 89 S.
- MICHALSKI, R. (1992): Polterhahn. - Die Pirsch, 44. Jg., 14: 57.

- MILONOFF, M., NUMMI, P. (1991): The captive breeding and release of gallinaceous birds. - Suomen Riista (37): 7-17.
- MIOTK, P. (1980): Zur Problematik der Tierartensicherung durch Flächenschutzmaßnahmen. - Phytocoenologia, 7: 183-194.
- MIOTK, P. (1986): Situation, Problematik und Möglichkeiten im zoologischen Naturschutz. zit in BFANL: Rote Liste von Pflanzengesellschaften, Biotopen und Arten. - Schr.- R. f. Vegkde, 18: 49-66.
- MOHR, C.D.; STUMPF, W.A. (1966): Comparison of methods of calculating areas of animal activity. - J. Wildl. Manage, 30: 239-309.
- MÖLLER, A.P. (1988): Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of Magpies and Blackbirds. - Oikos 53 (2): 215-221.
- MOSS, R. (1986): Rain, breeding success and distribution of Capercaillie *Tetrao urogallus* and Black Grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. - Ibis 128: 65-72.
- MÜHLENBERG, M. (1985): Verkleinerung der Lebensräume von Pflanzen und Tieren durch Zerschneidung der Kulturlandschaften. - Forschungen zur Raumentwicklung 14: 93-104.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. - Verlag Quelle und Meyer, 2. Aufl.: 430 S.
- MÜHLENBERG, M.; HOVESTADT, T. (1992): Das Zielartenkonzept. - NNABer., 5. Jg. (1): 36-41.
- MÜLLER, F. (1980): Zur derzeitigen Situation des Birkhuhns in Hessen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 115-122.
- MÜLLER, F. (1983): Kulturfolger, aber Zivilisationsflüchter - das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*) in der Rhön und die Problematik seines Schutzes. - Vogel und Umwelt 2: 303-312.
- MÜLLER, F. (1988a): Über die Rückgangsursachen beim Birkhuhn und zur Frage der Wiedereinbürgerung in der Hochrhön. - NNABer., 1. Jg. (2): 109-114.
- MÜLLER, F. (1988b): Habitat-Vernetzung - dringend erforderlich zur Rettung der Raufußhühner - Restpopulationen in Mitteleuropa. - DJV-Nachrichten 1: 13-14.
- MÜLLER, F. (1995): Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Hessen. - Naturschutzreport 10: 135-142.
- MÜLLER, F. (1996): Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Hessen. - NNABer., 9. Jg. (1): 28-31.
- NAPEÉ, C. (1982): Capercaillie and Black Grouse breeding in the parc national des Cévennes and first release results. Proc. Int. 2th Symp. Grouse. 218-227.
- NATURA 2000 (2000): Newsletter „Natur“ der Europäischen Kommission. - Hrsg.: Naturschutz - Abteilung der Generaldirektion für Umwelt (GD ENV.D.2) der Europ. Kommission: 12 S.
- NEWSOME, A.E.; PARER, I. & P.C. CALTING (1989): Prolonged prey suppression by carnivores - predator-removal experiments. - Oecologica, 78: 458-467.
- NIEDERSTADT, F.; EBERHARDT, D. (2000): Der Stand der Umsetzung der Fauna - Flora - Habitatrichtlinie in der Bundesrepublik Deutschland. - Natur und Landschaft, 75. Jg. Heft 9/10: 378-383.
- NIEMEYER, F. (1997): Kurzbericht zur Situation des Birkhuhns in der Diepholzer Moorniederung 1996 unter Berücksichtigung des potentiellen Prädatorendrucks. - In: Das Birkhuhn: Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - Wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 35.
- NIEWOLD, F.J.J.; NIJLAND, H. (1979): Zur Situation des Birkwildes (*Lyrurus tetrix* L.) in den Niederlanden. - Z. Jagdwiss. 25: 207-211.

- NIEWOLD, F.J.J. (1982): Hypotheses on the cause of the decline in the Black Grouse populations in the Netherlands. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981: 107-115.
- NIEWOLD, F.J.J.; NIJLAND, H. (1987): Die Chancen des westeuropäischen Moor- und Heidebirkhuhns. - Z. Jagdwiss. 33 (4): 227-241.
- NIEWOLD, F.J.J. (1996): Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 11-20.
- NOWAK, E. (1991): Satellitentelemetrie im Dienste des Schutzes wandernder Vogelarten. - Natur und Landschaft, 66. Jg., 10: 475-481.
- PARKER, H. (1984): Effect of Corvid removal on reproduction of Willow Ptarmigan and Black Grouse. - J. Wildl. Manage. 48 (4): 1197-1205.
- PARR, R.; WATSON, A. (1988): Habitat preferences of Black Grouse on moorland - dominated ground in north - east Scotland. - Ardea 76. 175-180.
- PASSARAGE, H. (1982): Phyto- und Zoozönosen am Beispiel mausartiger Kleinsäuger. - Tuexenia, N.S.2: 257-286.
- PAULI, H.R. (1974): Zur Winterökologie des Birkhuhnes (*Tetrao tetrix*) in den Schweizer Alpen. - Orn. Beob. 71: 247-278.
- PFADENHAUER, J.; KRÜGER, G. & E. MUHR (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried. - Institut für Geobotanik, TU München: 304 S.
- PFADENHAUER, J. (1998): Das ökologische Entwicklungskonzept Wurzacher Ried - ungestörte Entwicklung als Schutzstrategie für Moore. - In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach (Hrsg.), 1998: Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“: 35-49.
- PICOZZI, N.; HEPBURN, L.V. (1984): A study of Black Grouse in north east Scotland. - Proc. 3th Int. Symp. Grouse 1987: 462-477.
- PIELOU, E.C. (1984): The interpretation of ecological data. A primer on classification and ordination. - Verlag John Wiley & Sons, New York.
- PLACHTER, H. (1989): Gedanken zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. - Schr.- R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz, 29: 107-135.
- POPP, D.; MÜLLER, F. (1966): Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhußhühnerbestände. - Bonner zool. Beitr. 17: 228-240.
- PORKERT, J. (1979): The influence of human factors on Tetraonid populations in Czechoslovakia. - Proc. 1th Int. Symp. Grouse: 74-82.
- PORKERT, J. (1980): Vergrasung des Waldbodens als Birkwildproblem. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 75-95.
- PORKERT, J. (1991): Hoarfrost deposits as a factor contributing to the extinction of Tetraonids in the eastern Sudetes. - Ornis Scand. 22 (3): 292-293.
- PORKERT, J. (1995): Nebelfrostdeposition, Heidelbeerrückgang, Auftreten von Rackelhühnern – Begleiterscheinungen des Aussterbens von Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) und Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Orlické Hory (Adlergebirge), Tschechien.- Naturschutzreport 10: 173-182.
- PÖSSEL (1990): Kurzbericht über die Arbeit der Birkwildhegegemeinschaft "Mittleider" im Landesjagdverband Schleswig - Holstein e. V. - Schleswig - Holsteinische Jäger und Fischer 2: 13-15.
- PRIEDE, G.I. (1992): Wildlife telemetry: an Introduction. - In PRIEDE, G.I. & S.M. SWIFT (eds.), 1992: Wildlife Telemetry. Remote Monitoring and Tracking of Animals. New York: Ellis Howard: 708 S.

- PRÜTER, J.; HECKENROTH, H. & M. LÜTKEPOHL (1997): Zur Situation des Birkhuhns in der Lüneburger Heide im Jahre 1996. - In: Das Birkhuhn: Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - Wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 33-34.
- PULLIAINEN, E. (1982): Breeding, foraging and wintering strategies of the Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, in the Finnish Taiga. - Black Grouse Symposium, C.I.C. Congress, Monte Carlo, Monaco.
- RAJALA, P. (1974): The structure and reproduction of finnish populations of Capercaillie, *Tetrao urogallus* and Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, on the bases of late summer census. Data from 1963-1966. - Finnish Game Res. 35: 1-51.
- RAJALA, P. (1980): Die Birkhuhnbestände Finnlands und deren zukünftige Entwicklung. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 147-157.
- RATTI, J.T.; REESE, K.P. (1988): Preliminary test of ecological trap hypothesis. - J. Wildl. Manage. 52, 3: 484-491.
- REMMERT, H. (1989): Ökologie. - Springer Verlag (4.Aufl.): 374 S.
- RIEKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. - Schr.-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36: 187 S.
- RINTAMÄKI, P.T.; ALATALO, R.V.; HÖGLUND, J. & A. LUNDBERG (1995): Mate sampling behaviour of Black Grouse females (*Tetrao tetrix*). - Behav. Ecol. Sociobiol. 37: 209-215.
- RINTAMÄKI, P.T.; LUNDBERG, A.; ALATALO, R.V. & J. HÖGLUND (1998): Assortative mating and female clutch investment in Black Grouse. - Animal Behaviour, 56: 1399-1403.
- RINTAMÄKI, P.T.; KARVONEN, E.; ALATALO, R.V. & A. LUNDBERG (1999): Why do Black Grouse males perform on lek sites outside the breeding season?. - J. Avian Biol. 30: 359-366.
- ROBEL, R.J. (1969 a): Nesting activities and brood movements of Black Grouse in Scotland. - Ibis 111: 395-399.
- ROBEL, R.J. (1969 b): Movements and flock stratification within a population of Blackcocks in Scotland. - J. Animal Ecol. 38: 755- 763.
- ROBINSON, M.C.; BAINES, D.& W. MATTINGLEY (1993): A survey of Black Grouse leks in Perthshire. - Scottish Birds 17: 20-26.
- ROESE, A. (1982): Telemetrische Untersuchungen am Birkwild. - Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Carolo - Wilhelmina zu Braunschweig.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. - Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer. 552. S.
- SAEMANN, D. (1987): Die Rauhfußhühner (*Tetraonidae*) in Sachsen und Möglichkeiten ihres Schutzes. - Naturschutz in Sachsen, 29. Jg.: 29-38.
- SAEMANN, D; HEINRICH, U. (1996): Probleme des Birkhuhn-Schutzes im Erzgebirge. - NNABer., 9. Jg., Heft 1: 24-27.
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie - Ökologie - Gustav Fischer Verlag Jena.
- SCHALL, B. (1998): Der Pflege- und Entwicklungsplan Wurzacher Ried. - In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach (Hrsg.), 1998: Zehn Jahre Projekt „Wurzacher Ried“: 69-77.
- SCHALL, R. (1989): Aktionsraum und Habitatnutzung des Habichts (*Accipiter gentilis*) im Bereich zweier oberschwäbischer Moorgebiete. - Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Eberhard - Karls - Universität Tübingen: 88 S.
- SCHERZINGER, W. (1976): Rauhfußhühner. - Schr.-Reihe Nationalpark Bayer. Wald 2: 11-20.

- SCHERZINGER, W. (1980): Chancen der Zucht und Auswilderung von Birkhühnern. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 179-187.
- SCHERZINGER, W. (1981): Chancen der Wiedereinbürgerung von Waldhühnern in Deutschland. - Natur u. Landschaft, 56. Jg., 4: 131-132.
- SCHERZINGER, W. (1988): Vom Kulturfolger zum Kulturflüchter - Das Birkhuhn im inneren Bayerischen Wald. - NNABer., 1. Jg. (2): 114-117.
- SCHMALZER, A. (1995): Zur Situation einer Birkhuhnrestpopulation im österreichischen Anteil der Böhmisches Masse (Mühl- und Waldviertel). - Naturschutzreport 10: 195-201.
- SCHMALZER, A. (1997): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im österreichischen Mühl- und Waldviertel. - In: Das Birkhuhn: die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Aufl.: 42-45.
- SCHNEIDER, L.G. (1991): Der Einfluss der oralen Immunisierung der Füchse auf die Epidemiologie der Tollwut. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGEL (Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.-3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig - Universität Gießen e.V., Heft 20: 145-163.
- SCHNEIDER, P.A. (1981): Beobachtungen am Birkwild im Wurzacher Ried. - Z. d. Bundes für Naturschutz in Oberschwaben e.V. 16. Jg.: 19-27.
- SCHNEIDER, P.A. (1993): Ornithologia Wurzachiensis - Vierzig Jahre im Dienste der Vogelwelt des Wurzacher Riedes. - Ornithologische Jahreshefte für Baden - Württemberg, Band 8.
- SCHOBER, F. (1986): Telemetrische Ortungsverfahren und ihre Grenzen in der wildbiologischen Forschung. - Z. Jagdwiss. 22: 65-75.
- SCHREIBER, A.; WEITZEL, T. & S. STRAUß (1998): Allozyme variability in the Black Grouse (*Tetrao tetrix*) a tetraonid with lek behaviour. - J. Ornithol. 139: 55-66.
- SCHRÖDER, W.; DIETZEN, W. & U. GLÄNZER (1981): Das Birkhuhn in Bayern. - Schr.-Reihe Naturschutz und Landschaftspflege 13: 79 S.
- SCHRÖDER, W.; SCHRÖDER, J. & W. SCHERZINGER (1982): Über die Rolle der Witterung in der Populationsdynamik des Auerhuhns. - J. Orn. 123:287-296.
- SCHROTH, K.-E. (1991): Survival, movements, and habitat selection of released Capercaillie in the north-east Black Forest in 1984 - 1989. - Ornis. Scand. 22: 249-254.
- SCHULENBURG, J. (1991): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. - Artenschutz 1: 47-51.
- SCHULZ, E. (1980): Regenerationsmaßnahmen an einem Birkhuhnbiotop im Ostenholzer Moor, Soltau - Fallingbostal. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 71-74.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. - Verlag Paul Parey: 384 S.
- SCHWINEKÖPER, K. (1997): Historische Landschaftsanalyse in der Landschaftsökologie am Beispiel des Wurzacher Riedes, des Einzugsgebietes der Wolfegger Ach und des Heidenwuhrs. - Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Beiheft 2: 1-285, A1 - A41.
- SEISKARI, P. (1962): On the winter ecology of the Capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, in Finland. - Pap. Game Res. 22: 1-119.



- SHIELDS, W.M. (1987): Dispersal and mating systems: Investigating their causal connections. In: CHEPKO - SADE, B.D. & HALPIN, Z.P.: Mammalian dispersal patterns. The University of Chicago Press. Chicago & London: 3-26.
- SIEBER, U.; NIEVERGELT, B. (1998): Auswirkungen von Tourismus und Militär auf die Balz der Birkhähne *Tetrao tetrix* in der Moorlandschaft Schwägalp. - Orn. Beob. 95 (2): 81-96.
- SIEFKE, A. (1989): Zur Rolle der Prädatoren in Küstenvogelreservaten der DDR. - Beitr. Vogelkd. 35: 36-51.
- SILER, R; KRAL, J. (1990): The role of predators on the relict Black Grouse in the Sumava region. - Proc. 4th Int. Symp. Grouse 1987: Cap. 9.
- SKIRNISSON, K. (1986): Untersuchungen zum Raum - Zeit - System freilebender Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777). - M + K. Hansa Verlag, Hamburg: 200 S.
- SODEIKAT, G. (1984): Zur Habitatwahl und Biotopnutzung von ausgewilderten Birnhühnern (*Lyrurus tetrix* L.) in einem norddeutschen Moor. - Tagungsbericht: "Das freilebende Tier als Indikator für den Funktionszustand der Umwelt" des Forschungsinstitutes für Wildtierkunde der Vet. Med. Universität Wien: 305-315.
- SODEIKAT, G. (1985a): Untersuchungen über störende Belastungen und Störanfälligkeit der Birkwildbiotope im Naturschutzgebiet "Großes Moor", Landkreis Gifhorn. - Zwischenbericht des IWF an der Tierärztlichen Hochschule Hannover: 1-9.
- SODEIKAT, G. (1985b): Zur Auswilderung von Birkwild im NSG "Großes Moor" bei Gifhorn - Erfahrungen aus dem Forschungsprojekt "Telemetrie am Birkwild". - Birkhuhnsymposium "Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild", NNA, Hof Möhr, Schneverdingen vom 3. - 5. 9. 1985.
- SODEIKAT, G. (1985c): Telemetrie am Birkwild - ein Forschungsprojekt im östlichen Niedersachsen. - Niedersächsischer Jäger 11: 572-576.
- SODEIKAT, G. (1987): Menschenferne Brut und Aufzucht von Birkwild in Moorvolieren wiederholt erfolgreich. - Niedersächsischer Jäger 20: 1095-1096.
- SODEIKAT, G. (1988a): Zur Auswilderung von Birkwild im NSG "Großes Moor" bei Gifhorn - Erfahrungen aus dem Forschungsprojekt „Telemetrie am Birkwild“. - NNABer. 1.Jg. (2): 87-92.
- SODEIKAT, G. (1988b): Zum aktuellen Stand der Birkwildsituation im NSG "Großes Moor" bei Gifhorn. - NNABer., 1. Jg. (2): 124- 125.
- SODEIKAT, G.; FEHLBERG, U. (1989): Untersuchungen zur Auswilderung von Birkhühnern (*Lyrurus tetrix* L.) in Niedersachsen. - Z. Jagdwiss. 35: 28-34.
- SODEIKAT, G. (1995): Birkhuhnschutz mit Hilfe des Zielartenkonzeptes und durch zusätzliche Auswilderung von Birkhühnern. - Naturschutzreport 10: 217-225.
- SODEIKAT, G.; POHLMAYER, K. (1997): Zur Bestandssituation des Birkwildes in drei niedersächsischen Projektgebieten nach mehrjährigen Auswilderungsaktionen. - In: Das Birkhuhn: die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen - Wie können wir diese Tierart erhalten? - Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.), 1997, 1. Auflage: 58-63.
- SODEIKAT, G. (2001): Fuchs kontra Birkhuhn. - Wild und Hund 14/2001: 28-33.
- SPITTLER, H. (1976): Zum Einfluß des Raubwildes auf den Hasenbesatz. - in: PIELOWSKI, Z. & PUCEK, Z. (eds.), 1976: Ecology and management of european hare populations. - The proceedings of an International Symposium held in Pozan on December 23-24, 1974: S. 149-151.

- SPITTLER, H. (1985): Wiedereinbürgerungsversuche mit Birkwild in Nordrhein-Westfalen. - Niedersächsischer Jäger 6/85: 292-293.
- STARLING, A.E. (1991): Workshop summary: captive breeding and release. - *Ornis Scand.* 22 (3): 255-257.
- STORAAS, T.; WEGGE, P. (1987): Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of Capercaillie and Black Grouse. - *J. Wildl. Manage* 51 (1): 167-172.
- STORAAS, T.; WEGGE, P. & B.B. LARSEN (1982): Nest predation among Capercaillie and Black Grouse as affected by habitat location and cover. - *Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981*: 131-137.
- STORAAS, T.; WEGGE, P. (1984): High nest losses in Capercaillie and Black Grouse in Norway. - *Proc. 3th Int. Symp. Grouse, 1984*: 481-492.
- STORCH, I. (1991): Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. - *Ornis Scand.* 22 (3): 213-217.
- STORCH, I.; WILLEBRAND, T. (1991): Workshop summary: Management implications of nest and brood predation in Grouse. - *Ornis Scand.* 22: 271.
- STRAUß, E. (1990): Untersuchungen zu Rückgangsursachen des Birkwildes (*Tetrao tetrix* L.) in Baden - Württemberg. - Werkvertragsarbeit für den Landesjagdverband Baden - Württemberg: 81 S.
- STRAUß, E. (1996): Untersuchungen zu möglichen Rückgangsursachen des Birkwildes (*Tetrao tetrix* L.) in Oberschwaben. - Dissertation der Eberhard - Karls - Universität Tübingen, 158 S.
- STÜWE, G. (1989): Von Schneegängen und Schneehöhlen des Birkwildes (*Lyrurus tetrix*, L.) in Finnland. - *Z. Jagdwiss.* 35: 164-173
- SUCCOW, M.; JESCHKE, L. (1986): Moore in der Landschaft. - Verlag Harri Deutsch, Thun: 268 S.
- SWENSON, J.E.; OLSSON, B. (1991): Hazel Grouse night roost site preferences when snow-roosting is not possible in winter. - *Ornis. Scand.*, 22:284-286.
- TAPPER, S.; BROCKLESS, M. & D. POTTS (1991): The Salsbury Plain Predation Experiment: The conclusion.- *The Game Conservancy Review of 1990*, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England: 87-91.
- THOR, G.; PEGEL, M. (1992): Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in Baden - Württemberg. - *Wildforschung Bad.- Württ.* 2: 1-163.
- TÖNNIES, G. (1970): Maßnahmen zur Birkwilderhaltung. - *Nieders. Jäger* 9: 233.
- TÖNNIEßEN, J. (1992): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung - Projekt: Lüneburger Heide. - *Natur und Landschaft* 67 (7/8): 358-364.
- TSCHIRCH, W. (1993): Die Problematik der Auswilderung volieregezogener Rauhfußhühner. - In: Überlebenschancen des Birkhuhns in der Landschaft. - In: *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, Band 1. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Hrsg.), 1993: 13-18.
- TSCHIRCH, W. (1994): Darstellung wenig bekannter Einflussfaktoren auf Rauhfußhühner - Populationen. - *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 19: 229-232.
- VALKEAJÄRVI, P; IJÄS, L. (1989): The winter ecology of the Black Grouse and the effects of artificial winter feeding in central Finland. - *Suomen Riista* 35: 43-60.
- VAUK, G.; CLEMENS, T. (1985) : Birkwildauswilderung anders – Über ein Experiment mit einer Flugvoliere. - *Deutsche Jagdzeitung* 11: 4-5.

- VOOUS, K.H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung; Ein Atlas. - Verlag Paul Parey.
- VOS, A. (1991): Untersuchungen zur Entwicklung der Fuchspopulation nach erfolgreichem Abschluß der oralen Immunisierung gegen die Tollwut. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGEL (Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.-3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus – Liebig - Universität Gießen e.V., Heft 20: 165-170.
- WAGNER, E. (1990): Effects of inadequate predator control on the reintroduction of Capercaillie. - Proc. 4th Int. Symp. Grouse, 1987.
- WEBER, D. (1985): Zur Baubenutzung und ihrer Funktion beim Fuchs (*Vulpes vulpes* L.). - Z. Säugetierkde. 50: 356-368.
- WEBER, D. (1991): Aspekte der Nutzung von Unterschlüpfen beim Fuchs. - In: C. COMMICHAU & H. SPRANGEL(Hrsg.), 1991: Fuchs - Symposium Koblenz, 2.-3. März 1990. - Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus – Liebig - Universität Gießen e.V., Heft 20: 23-25.
- WEGGE, P.; STORAAS, T.; LARSEN, B.; BÖ, T. & M. KOLKSTAD (1982): Woodland grouse and modern forestry in Norway: a short presentation of an new telemetry projekt and some preliminary results on brood movements and habitat preferences of Capercaillie and Black Grouse. - Proc. 2th Int. Symp. Grouse 1981: 117-123.
- WEGGE, P. (1983): Using radio telemetry in the study of dispersal, spacing behaviour and habitat ecology of Woodland Grouse in south east Norway. - Ecologica y etologia de las poblaciones de fauna silvestre: 351-356.
- WEGGE, P.; STORAAS, T. (1990): Nest loss in Capercaillie and Black Grouse in relation to the small rodent cycle in southeast Norway. - Oecologia 82: 527-530.
- WHITCOMB, R.F.; ROBBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOMB, B.L.; KLIMKIEWICZ, M.K. & D. BYSTRAK (1981): Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. - In: BURGESS, R.L. & D.M. SHARPE, (eds.), 1981: Forest island dynamics in man - dominated landscapes; Springer Verlag, New York: 125-205.
- WILCOVE, D.S. (1985): Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. - Ecology 66 (4): 1211-1214.
- WILCOVE, D.S.; Mc LELLAN, C.H. & A.P.DOBSON (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. - in: SOULÉ, M.E. (ed), 1986: Conservation Biology. The science of seareity and diversity; Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 237-256.
- WILEY, R.H. (1974): Evolution of social organisation and life history patterns among Grouse. - Q.Rev.Biol. 49: 201-227.
- WILLEBRAND, T. (1988): Demography and ecology of a Black Grouse (*Tetrao tetrix* L.) population. - Diss. Univ. Uppsala.
- WILLEBRAND, T. (1990): Is artificial feeding of Black Grouse in winter a good management technique? - Proc. 4th Int. Symp. Grouse 1987: Cap. 19.
- WILLEBRAND, T. (1992): Breeding and age in female Black Grouse *Tetrao tetrix*. - Ornith. Scand. 23 (1): 29-32.
- WIPPER, E. (1983): Ökologische Grundlagen zum Schutz des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) in den Lebensräumen vom Hochmoortypus. - Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg. 36: 45-64.
- WITTENBERGER, J.F. (1978): The evolution of mating systems in Grouse. - Condor 80: 126-137.

- WOIKE, M. (1980): Das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*) in Nordrhein - Westfalen - ein Stück Vergangenheit. - Natur und Landschaftsk. Westf. 16: 13-20.
- WOLTERS, H.E. (1975-82): Die Vogelarten der Erde. - Verlag Paul Parey: 745 S.
- WWF (1980): Manifest über die Wiedereinbürgerung von Tieren - "Rom - Manifest von 1976". - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 193-195.
- ZBINDEN, N. (1985): Zur Verbreitung, Siedlungsdichte und Balzgruppengröße des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Tessin. - Orn. Beob. 82: 107-115.
- ZBINDEN, N.; HÖRNING, B. (1985): Zum Endoparasitenbefall von Birkhahn (*Tetrao tetrix*), Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*) und Steinhuhn (*Alectoris graeca*). - Orn. Beob. 82: 117-120.
- ZBINDEN, N. (1987): Zum Aufzuchterfolg des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Tessin. - Orn. Beob. 84: 49-61.
- ZETTEL, J. (1974): Nahrungsökologische Untersuchungen am Birkhuhn *Tetrao tetrix* in den Schweizer Alpen. - Orn. Beob. 71: 186-246.
- ZIEMER, K. (1988): Birkwildvorkommen in den Liegenschaften des Bundesforstamtes Munster - Heide. - NNABer., 1. Jg. (2): 126.
- ZIEMER, K. (1996): Aktueller Stand des Birkhuhnbestandes auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd – Bundesforstamt Munster-Heide. - NNA-Ber., 9. Jg., Heft 1: S. 55.
- ZIESEMER, F. (1980): Zur Situation des Birkhuhns in Schleswig - Holstein. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 107-109.
- ZIESEMER, F. (1983): Untersuchungen zum Einfluß des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beutetiere. - Beitr. Wildbiologie Bd. 2, Hartmann, Kronshagen.
- ZIMEN, E. (1980): Der Wolf - Mythos und Verhalten. Gustav Fischer Verlag: 352 S.

## 6 Anhang

## Anhang 1: Definitionen

### juvenil, subadult, adult, etabliert

ANGELSTAM (1984 a) definiert Birkhühner bis zum Ende des ersten Winters als juvenil und bis zum Erreichen des zweiten Lebensjahres als subadult. Ältere werden als adult bezeichnet.

Die Ergebnisse der Aktivität und Habitatnutzung zeigen, daß die Tiere einen kompletten Jahreszyklus benötigen, um im Wurzacher Ried „heimisch“ zu werden. Deshalb werden, abweichend von ANGELSTAM (1984 a) Tiere von ihrer Auslassung im Herbst bis zum Winter als juvenil, vom Winter bis zum nächsten Winter als subadult, ältere als adult klassifiziert.

Als etablierte Birkhühner werden Tiere bezeichnet, die eine Überlebensdauer von mehr als 5 Wochen aufweisen.

### Peilung

Eine Peilung bezeichnet je nach Geländestruktur eine Annäherung auf 20 - 50 m. In diesen Fällen war das Signal im Empfänger auch ohne Antenne zu erhalten.

### Tagespeilung

Eine Tagespeilung (TP) setzt sich aus mehreren Peilungen zusammen, wenn sich das Tier den ganzen Tag in einem Raster aufhielt.

### Lokalisation

Als Lokalisation (LK) wird gewertet, wenn im Empfänger auch ohne Antenne ein maximaler Ausschlag des Feldstärkemessers zu sehen war. Dies bedeutet je nach Geländestruktur eine Annäherung auf 10 - 15 m.

### Strukturklassen, Strukturtypen

Strukturklassen zeichnen sich durch einheitliche Deckungs- oder Abschirmungsgrade durch Bäume oder Baumgruppen aus.

Entsprechend ihres Degenerationsstadiums - entweder im ursprünglichen und vorentwässerten Hochmoor oder in abgetorften Hochmoorbereichen - wurden diese in Strukturtypen unterteilt.

### Migration

Im Laufe der Untersuchung verließen einige Birkhühner das Wurzacher Ried. Nach DEN BOER (1986) ist das dispersal für das Überleben einzelner Individuen genauso wichtig, wie die Reproduktion für das Überleben einer Population.

Der Prozess des dispersal kann in Migration (Wanderung), Emigration (Auswanderung), Immigration (Einwanderung) aufgeteilt werden (HOVESTADT et al., 1992). Nach SHIELDS (1987) ist dispersal die Wanderung eines Organismus von seinem Ausgangsort an einen anderen Ort, an dem er sich fortpflanzt. Er bezeichnet ein Tier, dessen dispersal sich auf eine Distanz von 10 Aktionsraumgrößen beschränkt noch als ortstreu. Nach ENDLER (1977) ist dispersal eine kurze, ungerichtete Bewegung vom Heimatort weg. Migration hingegen ist eine gerichtete Bewegung von Individuen oder Gruppen.

SCHWERTFEGER (1978) fasst unter dem Begriff der Migration Immigrationen, Emigrationen und Invasionen zusammen und ordnet Exkursionen unter individueller Mobilität ein. In SCHÄFER (1992) beinhalten Migrationen regelmäßige jahreszeitliche oder durch die Fortpflanzung bedingte Wanderungen von Tieren, mit anschließender Rückkehr ins vormals genutzte Gebiet.

Da bei den verstrichenen Tieren weder ihre Aufenthaltsorte noch die zurückgelegten Entfernungen bekannt waren, wird im folgenden unter dem Begriff der Migration das permanente sowie das zeitweise Verlassen des Riedbereiches verstanden. Manche Migrationen stellen somit echte Emigrationen, andere hingegen nur verlängerte Exkursionen im Sinne von SCHWERTFEGER (1978) dar.

Anhang 2: Unterteilung des Wurzacher Rieds in Rasterquadrate





Anhang 3: Datengrundlage für Mobilität, Aktionsraumgrößen und Habitatnutzung adulter Birkhühner

Definitionen von Tagespeilungen (TP) und Lokalisationen (LK) siehe Anhang 1; Datengrundlage für Aktionsraumgrößen fett (s. Kap. 2.8)

n = 10; 2137 Lokalisationen, zuzügl. Führungsphase HF 20159 mit 55 Lokalisationen (\*)

Nummer	Mobilität (TP)						Aktionsraum (TP ≥ 20)						Habitatnutzung (LK)					
	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst
<b>Hähne (n = 5)</b>																		
Hahn 1	19			14 20	41 49	19	19		14 20	<b>41</b> <b>49</b>	19	19			51 61	41 49		22
Hahn 9	28 47 6			51 53		36	<b>28</b> <b>47</b> 6		<b>51</b> <b>33</b> <b>20</b>		<b>36</b>	29 47 7			88 45 36			37
Hahn 11	72 57			78 71	52 61	66	<b>72</b> <b>57</b>		<b>78</b> <b>71</b>	<b>52</b> <b>61</b>	<b>66</b>	72 58			112 111	52 61		68
Hahn 23	17						17					17						
Hahn 39	19						19					19						
<b>gesamt</b>	<b>265</b>			<b>287</b>	<b>203</b>	<b>121</b>	<b>204</b>		<b>273</b>	<b>203</b>	<b>102</b>	<b>268</b>			<b>504</b>	<b>203</b>		<b>127</b>
<b>Hennen (n = 5)</b>																		
Henne 10	27		38	53			<b>27</b>		<b>38</b>	<b>53</b>		27		49	47			
Henne 14	36		32	17	18	18	<b>36</b>		<b>32</b>	17	18	26		29	29	14		30
Henne 27	28		41	47			<b>28</b>		<b>41</b>	<b>47</b>		29		34	48			
Henne 28	37 38		37 34 36	18 32	72 *(55)	97	<b>37</b> <b>38</b>		<b>37</b> <b>34</b> <b>36</b>	18 32	<b>72</b> <b>*(28)</b>	<b>97</b>	47 48		57 46 49	54 53	82 *(55)	86
Henne 22	52 9		28	22	39		<b>52</b> 9		<b>28</b>	<b>22</b>	<b>39</b>	42 10		31	34	34		
<b>gesamt</b>	<b>227</b>		<b>246</b>	<b>189</b>	<b>129</b>	<b>115</b>	<b>218</b>		<b>246</b>	<b>154</b>	<b>111</b>	<b>97</b>	<b>229</b>		<b>295</b>	<b>265</b>	<b>130</b>	<b>116</b>

Anhang 4: Datengrundlage für Mobilität, Aktionsraumgrößen und Habitatnutzung subadulter Birkhühner  
 Definitionen von Tagespeilungen (TP) und Lokalisationen (LK) siehe Anhang 1; Datengrundlage für Aktionsraumgrößen fett (s. Kap.2.8)  
 n = 31; 3176 Lokalisationen

Nummer	Mobilität (TP)						Aktionsraum (TP ≥ 20)						Habitatnutzung (LK)					
	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst
<b>Hähne n = 16</b>																		
Hahn 1	9	42		21	46		9	42		21	46		18	48		39	48	
Hahn 3	30	38					30	38					62	46				
Hahn 8	25	19			62		25	25		62			31	17			62	
Hahn 9	17	18		20	39		17	21		20	39		19	18		38	39	
Hahn 10	41	37		22	52		41	33		22	52		63	35		27	52	
Hahn 11	41	35		13			41	32		13			51	32		18		
Hahn 16	18						18						20					
Hahn 21	19						19						26					
Hahn 22	44	14		23			44	23		23			59	13		46		
Hahn 24	43	40		18			43	29		18			52	51		15		
Hahn 25	50						50						71					
Hahn 33	18						18						26					
Hahn 35	36						36						43					
Hahn 40	13						13						13					
Hahn 41	10						10						16					
Hahn 42	9						9						8					
<b>gesamt</b>	<b>423</b>	<b>243</b>		<b>117</b>	<b>199</b>		<b>310</b>	<b>243</b>		<b>86</b>	<b>199</b>		<b>593</b>	<b>260</b>		<b>183</b>	<b>201</b>	
<b>Hennen n = 15</b>																		
Henne 9	15	61				14	15	63				14	19	62				34
Henne 10	43	32				16	43	34				16	60	34				28
Henne 11	74	29				19	74	18				19	92	32				25
Henne 12	37						37						56					
Henne 13	74	14					74	14					99	17				
Henne 14	89	35			18	17	89	37		18	18	126	48			25	63	
Henne 17	49	33			44		49	35		44		62	39			44		
Henne 18	17	32					17	35				17	32					
Henne 19	15	29		17			15	29		17		19	34		30			
Henne 26	41	28					41	28				57	26					58
Henne 27	34	71			71		34	71		71		40	71			76		
Henne 28	13	50		71	63	40	13	50		71	63	40	19	53		84	68	66
Henne 47	43	15					43	15				61	20					
Henne 45	18						18					18						
Henne 50	49	51					49	51				66	59					
<b>gesamt</b>	<b>611</b>	<b>480</b>		<b>88</b>	<b>196</b>	<b>106</b>	<b>533</b>	<b>433</b>		<b>71</b>	<b>178</b>	<b>40</b>	<b>811</b>	<b>527</b>		<b>114</b>	<b>213</b>	<b>274</b>



Anhang 6: Datengrundlage für Mobilität, Aktionsraumgrößen und Habitatnutzung juveniler Birkhähne nach den Herbstauslassungen

Definitionen von Tagespeilungen (TP) und Lokalisationen (LK) siehe Anhang 1; Datengrundlage für Aktionsraumgrößen fett (s. Kap. 2.8)

n = 32; 1417 Lokalisationen

Nummer	Mobilität (TP)						Aktionsraum (TP ≥ 20)						Habitatnutzung (LK)					
	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst
Hahn 4						9						9						9
Hahn 5						84						84						96
Hahn 6						49						49						51
Hahn 7						62						62						75
Hahn 10						77						77						95
Hahn 11						81						81						96
Hahn 12						3						3						6
Hahn 13						62						62						79
Hahn 14						29						29						33
Hahn 15						71						71						89
Hahn 16						62						62						77
Hahn 17						17						17						1
Hahn 18						8						8						10
Hahn 19						2						2						4
Hahn 20						14						14						18
Hahn 21						38						38						46
Hahn 22						19						19						16
Hahn 24						97						97						98
Hahn 25						85						85						92
Hahn 26						18						18						18
Hahn 26						32						32						42
Hahn 27						8						8						11
Hahn 28						15						15						19
Hahn 29						30						30						38
Hahn 30						7						7						7
Hahn 31						15						15						18
Hahn 32						16						16						19
Hahn 33						69						69						76
Hahn 34						46						46						47
Hahn 35						47						47						59
Hahn 37						12						12						15
Hahn 38						26						26						39
<b>gesamt</b>						<b>1276</b>						<b>1047</b>						<b>1417</b>

Anhang 7: Datengrundlage für Mobilität, Aktionsraumgrößen und Habitatnutzung juveniler Birkhennen nach den Herbstauslassungen

Definitionen von Tagespeilungen (TP) und Lokalisationen (LK) siehe Anhang 1; Datengrundlage für Aktionsraumgrößen fett (s. Kap. 2.8)

n = 29; 1224 Lokalisationen

Nummer	Mobilität (TP)						Aktionsraum (TP ≥ 20)						Habitatnutzung (LK)					
	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst	Winter	Orient.	Vorlege	Balz/ Lege	Mauser	Herbst
Henne 9						76						<b>76</b>						82
Henne 10						59						<b>59</b>						73
Henne 11						68						<b>68</b>						76
Henne 12						70						<b>70</b>						84
Henne 13						70						<b>70</b>						74
Henne 14						18						18						24
Henne 15						4						4						6
Henne 16						10						10						12
Henne 23						5						5						8
Henne 24						58						<b>58</b>						68
Henne 25						6						6						8
Henne 30						18						18						24
Henne 32						15						15						19
Henne 33						31						<b>31</b>						38
Henne 34						16						16						18
Henne 35						81						<b>81</b>						88
Henne 36						18						18						21
Henne 37						87						<b>87</b>						95
Henne 38						8						8						9
Henne 39						9						9						13
Henne 40						7						7						10
Henne 41						22						<b>22</b>						28
Henne 42						24						<b>24</b>						31
Henne 43						48						<b>48</b>						58
Henne 45						60						<b>60</b>						66
Henne 46						39						<b>39</b>						46
Henne 47						61						<b>61</b>						67
Henne 48						11						11						14
Henne 49						51						<b>51</b>						64
<b>gesamt</b>						<b>1050</b>						<b>905</b>						<b>1224</b>

Anhang 8: Aktionsraumgrößen (ha) adulter Birkhühner Im Jahresverlauf

\* Aktionsraum einer gesperrführenden Henne

Nummer	Winter	Orientierungsphase	Vorlegephase	Balz/Legephase	Mauser	Herbst
<b>Hähne</b>						
Hahn 1	8,00			55,50 91,50	24,00 86,50	86,50
Hahn 9	5,00 31,50 14,00			82,00 102,00 25,50		44,00
Hahn 11	127,00 33,00			76,50 92,50	67,00 201,00	91,50
Hahn 23	25,00					
Hahn 39	87,50					
<b>Hennen</b>						
Henne 10	13,50		95,50	17,00		
Henne 14	97,50		96,00	31,00	39,50	64,00
Henne 22	73,00 40,00		31,00	19,00	28,00	
Henne 27	41,00		72,00	46,00		
Henne 28	58,50 43,50		40,50 51,00 48,50	21,50 93,50	68,00 *(32,00)	108,50

Anhang 9: Aktionsraumgrößen (ha) subadulter Birkhühner im Jahresverlauf

Nummer	Winter	Orientierungsphase	Vorlegephase	Balz/Legephase	Mauser	Herbst
<b>Hähne</b>						
Hahn 1	6,00	250,00		36,50	22,50	
Hahn 3	62,00	166,50				
Hahn 8	49,00	88,50			24,00	
Hahn 9	5,00	81,50		42,50	51,50	
Hahn 10	88,00	197,50		28,00	37,50	
Hahn 11	224,00	197,50		28,00		
Hahn 16	5,00					
Hahn 21	9,00					
Hahn 22	204,00	102,50		119,50		
Hahn 24	190,50	281,00		73,00		
Hahn 25	295,00					
Hahn 35	30,00					
Hahn 40	51,00					
Hahn 41	35,50					
Hahn 42	25,50					
Hahn 33	63,00					
<b>Hennen</b>						
Henne 9	4,00	397,00				
Henne 10	12,00	117,00				
Henne 11	12,00	481,50				
Henne 12	93,50					
Henne 13	197,50	187,00				
Henne 14	40,50	575,00		39,50	58,50	
Henne 17	40,50	408,00			307,00	
Henne 18	68,50	380,00				
Henne 19	28,00	74,00				
Henne 26	230,50	43,50				
Henne 27	35,50	91,00			44,00	
Henne 28	7,00	419,00		20,00	44,00	24,50
Henne 45	21,00					
Henne 47	208,50	287,00				
Henne 50	137,50	259,50				
Henne 45	21,00					

Anhang 10: Aktionsraumgrößen (ha) von Birkhennen nach Frühjahrs/Sommerauslassungen

Nummer	Winter	Orientierungsphase	Vorlegephase	Balz/Legephase	Mauser	Herbst
<b>Hennen</b>						
Henne 1		<b>184,00</b>				
Henne 2		<b>149,00</b>				
Henne 3		<b>181,00</b>				
Henne 4		<b>51,00</b>				
Henne 5				<b>30,00</b>		
Henne 6				<b>23,00</b>		
Henne 7					10,00	
Henne 8				<b>28,00</b>		
Henne 44					<b>44,00</b>	
Henne 29					<b>6,00</b>	
Henne 22					<b>3,50</b>	
Henne 21					<b>3,00</b>	
Henne 20					<b>3,00</b>	

Anhang 11: Aktionsraumgrößen (ha) nach den Herbstauslassungen

<b>Hähne</b>		<b>Hennen</b>	
Nummer	Herbst	Nummer	Herbst
Hahn 4	7,50	Henne 9	<b>123,00</b>
Hahn 5	<b>146,00</b>	Henne 10	<b>168,50</b>
Hahn 6	<b>274,50</b>	Henne 11	<b>292,00</b>
Hahn 7	<b>181,50</b>	Henne 12	<b>159,00</b>
Hahn 10	<b>116,50</b>	Henne 13	<b>114,50</b>
Hahn 11	<b>112,50</b>	Henne 14	283,00
Hahn 12	24,50	Henne 15	9,00
Hahn 13	<b>111,50</b>	Henne 16	4,00
Hahn 14	<b>52,00</b>	Henne 23	34,50
Hahn 15	<b>382,00</b>	Henne 24	<b>227,50</b>
Hahn 16	<b>179,00</b>	Henne 25	29,50
Hahn 18	6,00	Henne 30	51,00
Hahn 19	7,00	Henne 31	<b>111,00</b>
Hahn 20	103,00	Henne 32	241,50
Hahn 21	<b>67,00</b>	Henne 34	92,50
Hahn 22	56,50	Henne 35	<b>528,50</b>
Hahn 24	<b>412,50</b>	Henne 36	80,50
Hahn 25	<b>329,00</b>	Henne 37	<b>752,00</b>
Hahn 26	<b>112,00</b>	Henne 38	10,00
Hahn 27	6,00	Henne 39	12,00
Hahn 28	447,00	Henne 40	7,00
Hahn 29	<b>408,50</b>	Henne 41	<b>82,50</b>
Hahn 30	4,00	Henne 42	<b>508,00</b>
Hahn 31	226,50	Henne 43	<b>293,00</b>
Hahn 32	37,00	Henne 45	<b>54,00</b>
Hahn 33	<b>333,00</b>	Henne 46	<b>65,00</b>
Hahn 34	<b>15,00</b>	Henne 47	<b>696,00</b>
Hahn 35	<b>50,00</b>	Henne 48	24,50
Hahn 36	73,50	Henne 49	<b>271,50</b>
Hahn 37	60,00		
Hahn 38	<b>238,00</b>		

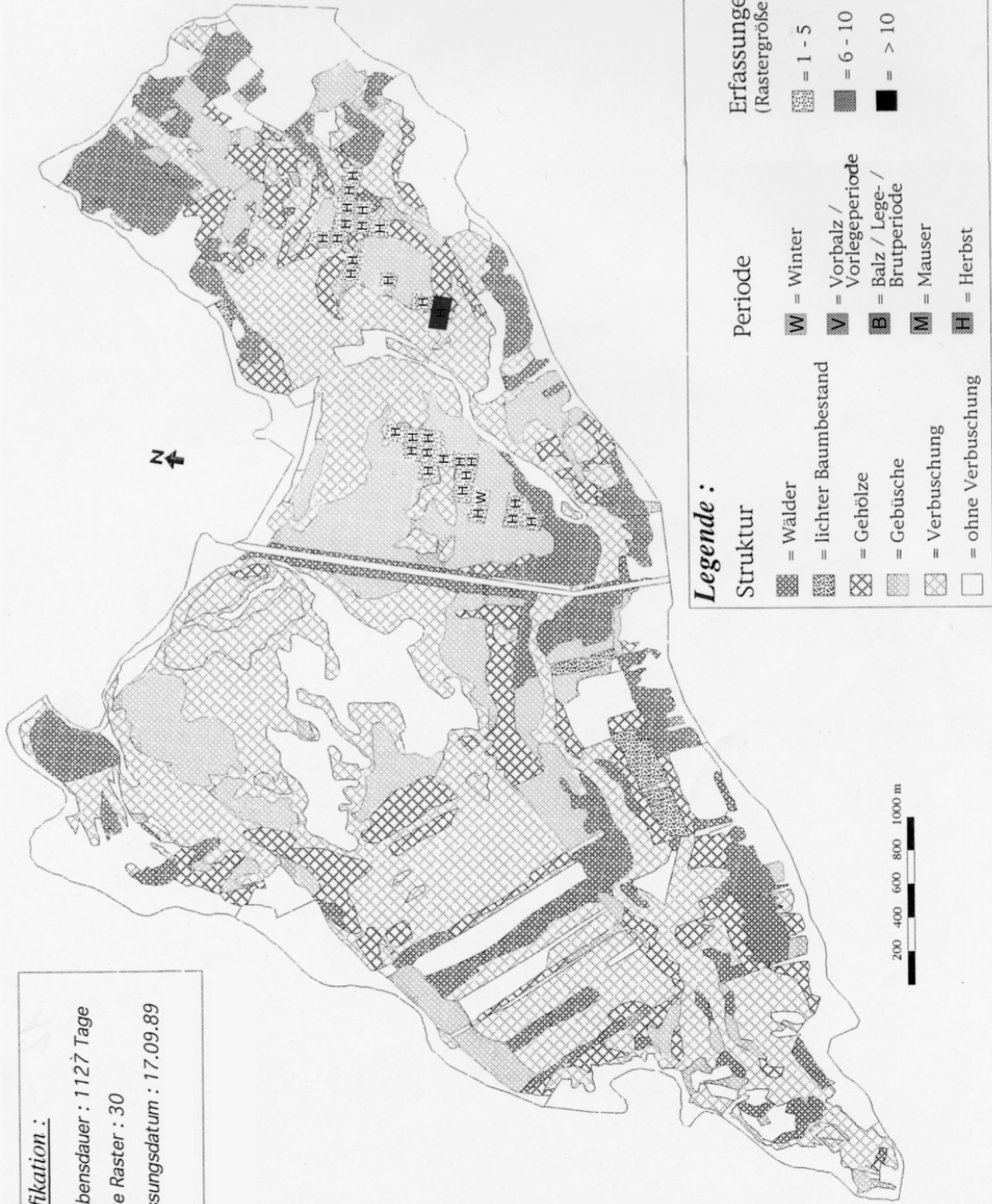
## Anhang 12: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 11 (1989)

### Spezifikation:

Überlebensdauer : 1127 Tage

Belegte Raster : 30

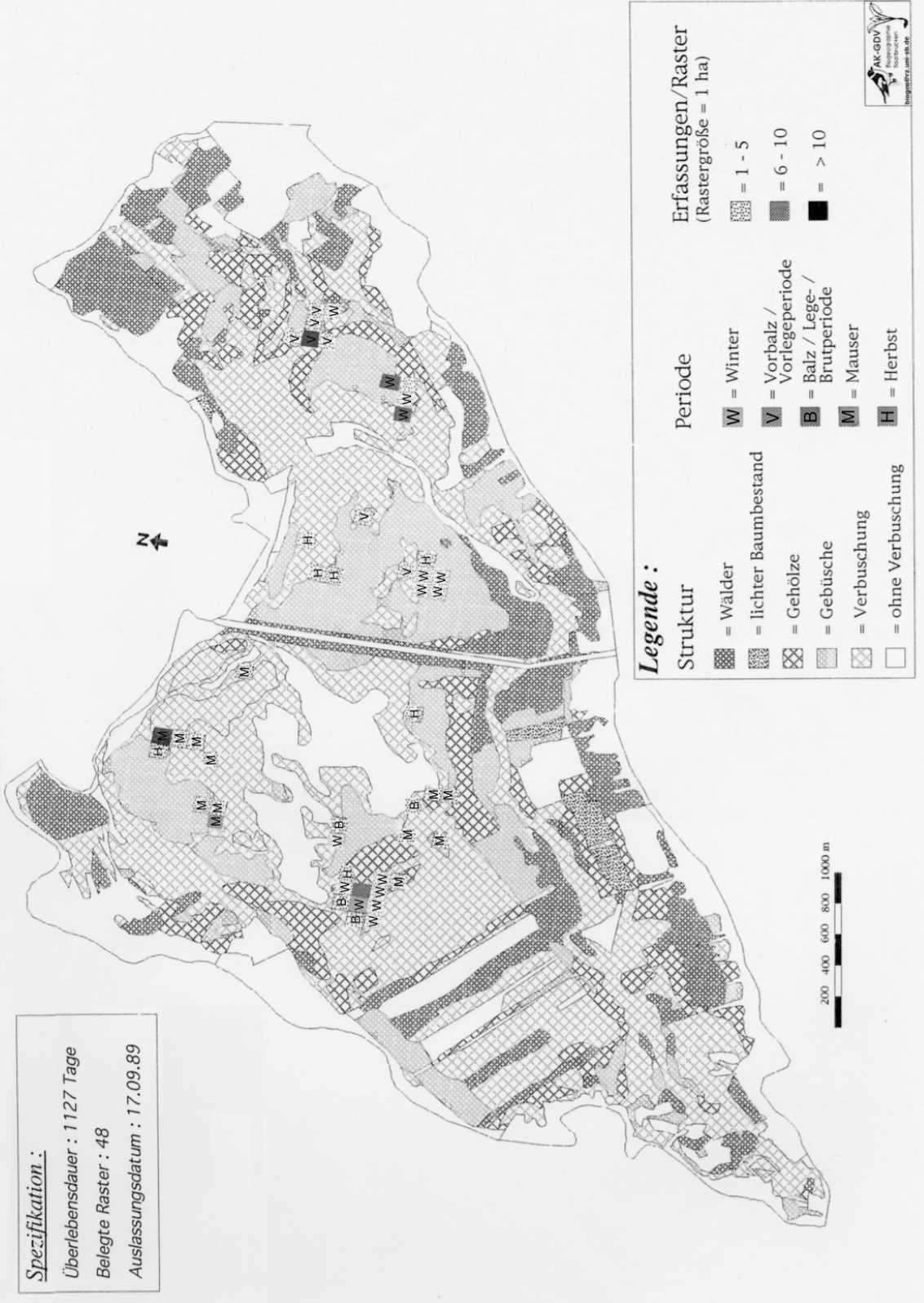
Auslassungsdatum : 17.09.89






# Anhang 13: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 11 (1990)

**Spezifikation:**  
 Überlebensdauer : 1127 Tage  
 Belegte Raster : 48  
 Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

<b>Struktur</b>	<b>Periode</b>	<b>Erfassungen/Raster</b> (Rastergröße = 1 ha)
<ul style="list-style-type: none"> <li> = Wälder</li> <li> = lichter Baumbestand</li> <li> = Gehölze</li> <li> = Gebüsche</li> <li> = Verbuschung</li> <li> = ohne Verbuschung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><b>W</b> = Winter</li> <li><b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode</li> <li><b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode</li> <li><b>M</b> = Mauser</li> <li><b>H</b> = Herbst</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> = 1 - 5</li> <li> = 6 - 10</li> <li> = &gt; 10</li> </ul>


  
 AK-GDV  
 Arbeitsgemeinschaft  
 der Ornithologen  
 Deutschlands  
<http://www.ak-gdv.de>

# Anhang 14: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 11 (1991)

Spezifikation:  
 Überlebensdauer : 1127 Tage  
 Belegte Raster : 23  
 Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
[Cross-hatch] = Wälder	<b>W</b> = Winter	[Dotted] = 1 - 5
[Diagonal lines] = lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Medium dots] = 6 - 10
[Horizontal lines] = Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	[Dark dots] = > 10
[Vertical lines] = Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
[Diagonal lines (other)] = Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
[White box] = ohne Verbuschung		





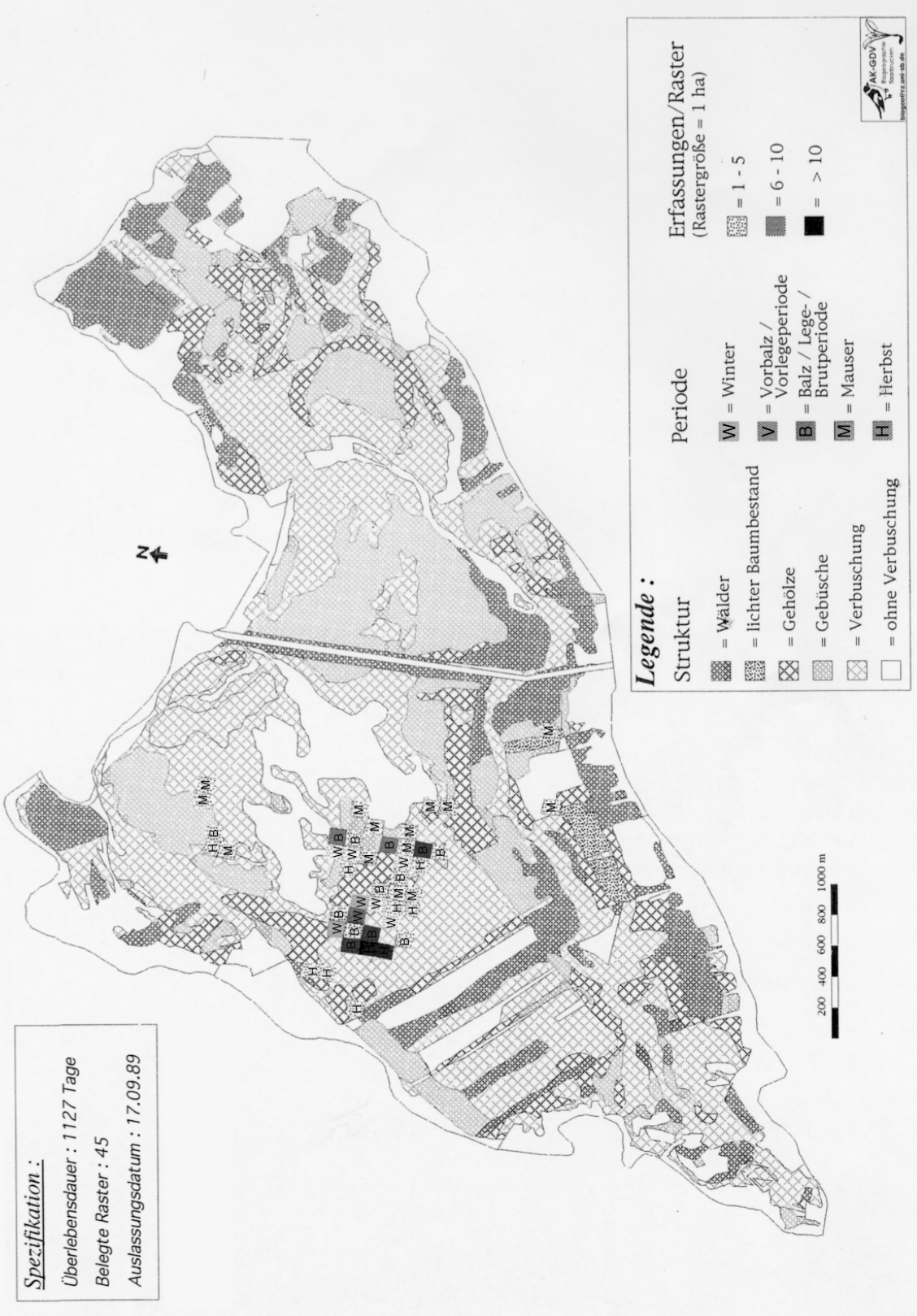
# Anhang 15: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 11 (1992)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 1127 Tage

Belegte Raster : 45

Auslassungsdatum : 17.09.89



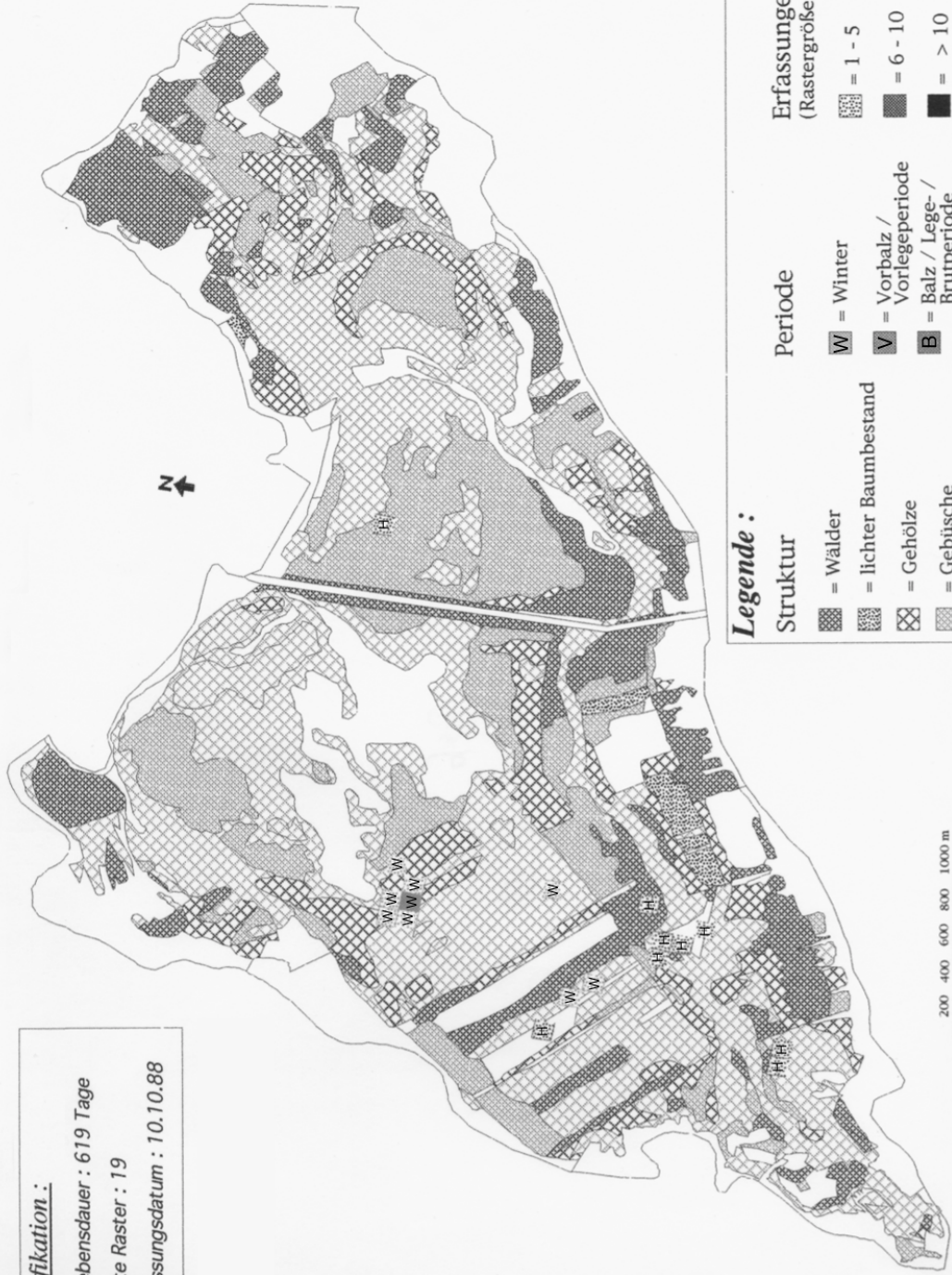
# Anhang 16: Raum-Zeit-Verhalten Henne 14 (1988)

**Spezifikation :**

Überlebensdauer : 619 Tage

Belegte Raster : 19

Auslassungsdatum : 10.10.88



**Legende :**

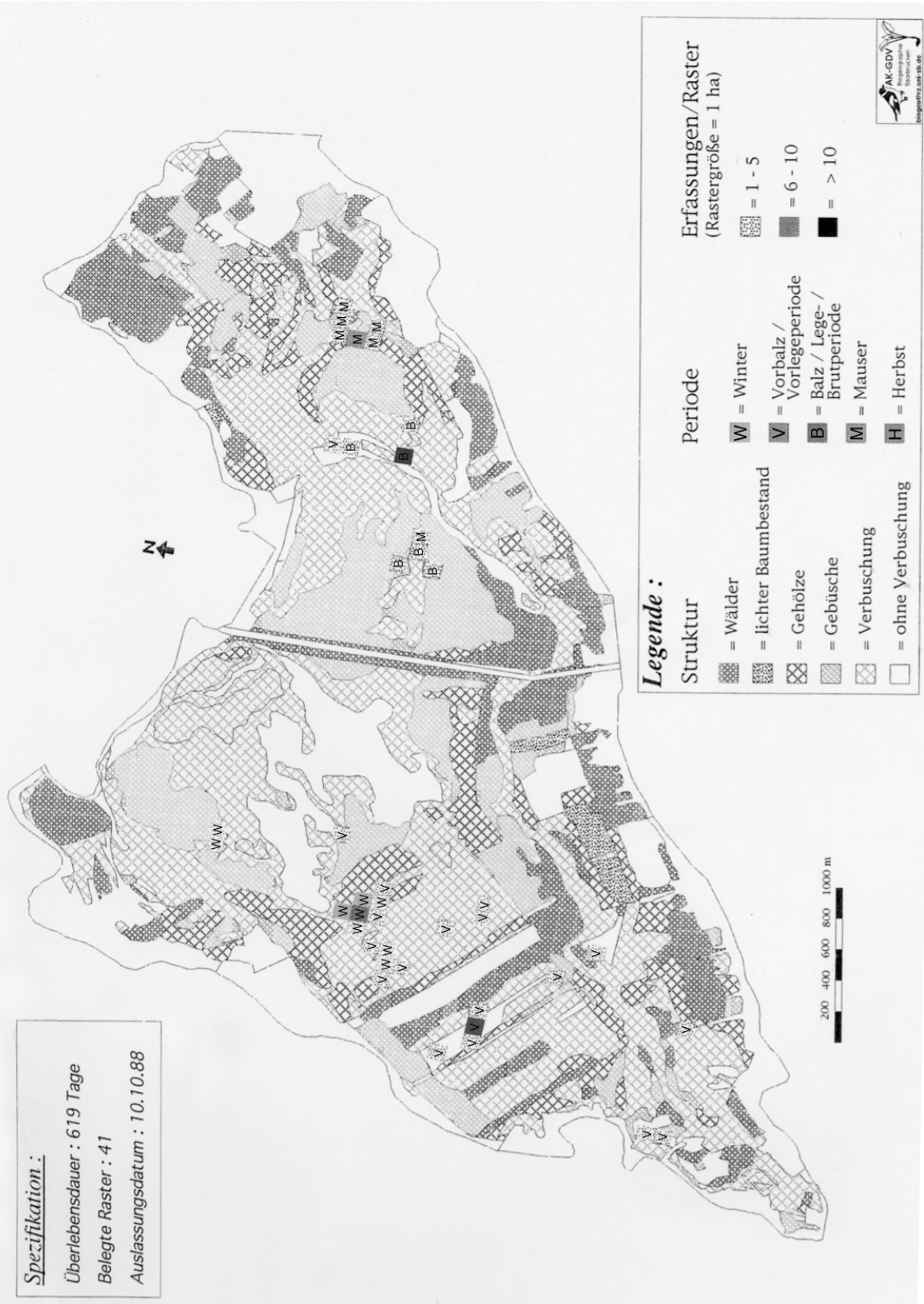
Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
Wälder	W = Winter	[Pattern] = 1 - 5
lichter Baumbestand	V = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Pattern] = 6 - 10
Gehölze	B = Balz / Lege-/ Brutperiode	[Pattern] = > 10
Gebüsche	M = Mauser	
Verbuschung	H = Herbst	
ohne Verbuschung		





# Anhang 17: Raum-Zeit-Verhalten Henne 14 (1989)

Spezifikation:  
 Überlebensdauer : 619 Tage  
 Belegte Raster : 41  
 Auslassungsdatum : 10.10.88



# Anhang 18: Raum-Zeit-Verhalten Henne 14 (1990)

**Spezifikation :**

Überlebensdauer : 619 Tage

Belegte Raster : 31

Auslassungsdatum : 10.10.88



**Legende :**

- |   |   |   |
|---|---|---|
| <b>Struktur</b>   | <b>Periode</b>  | <b>Erfassungen/Raster</b><br>(Rastergröße = 1 ha)   |
| <ul style="list-style-type: none"> <li> = Wälder</li> <li> = lichter Baumbestand</li> <li> = Gehölze</li> <li> = Gebüsche</li> <li> = Verbuschung</li> <li> = ohne Verbuschung</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li><b>W</b> = Winter</li> <li><b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode</li> <li><b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode</li> <li><b>M</b> = Mauser</li> <li><b>H</b> = Herbst</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li> = 1 - 5</li> <li> = 6 - 10</li> <li> = &gt; 10</li> </ul> |





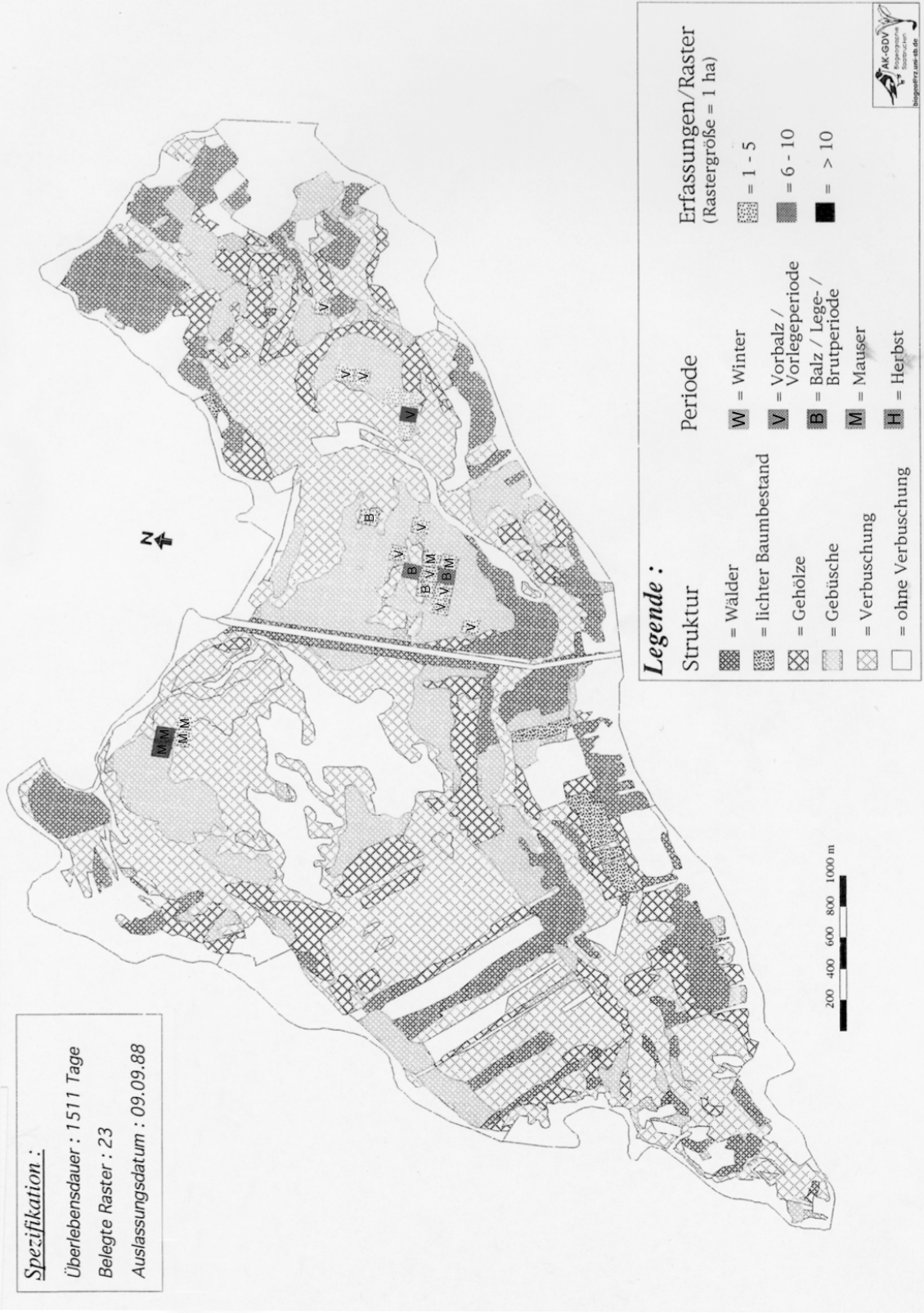
# Anhang 19: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 9 (1989)

**Spezifikation :**

Überlebensdauer : 1511 Tage

Belegte Raster : 23

Auslassungsdatum : 09.09.88



# Anhang 20: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 9 (1990)

Spezifikation:

Überlebensdauer : 1511 Tage

Belegte Raster : 18

Auslassungsdatum : 09.09.88



**Legende :**

<b>Struktur</b>	<b>Periode</b>	<b>Erfassungen/Raster</b> (Rastergröße = 1 ha)
<ul style="list-style-type: none"> <li>▨ = Wälder</li> <li>▩ = lichter Baumbestand</li> <li>▧ = Gehölze</li> <li>▦ = Gebüsche</li> <li>▥ = Verbuschung</li> <li>□ = ohne Verbuschung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>W = Winter</li> <li>V = Vorbalz / Vorlegeperiode</li> <li>B = Balz / Lege- / Brutperiode</li> <li>M = Mauser</li> <li>H = Herbst</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▤ = 1 - 5</li> <li>▥ = 6 - 10</li> <li>▦ = &gt; 10</li> </ul>





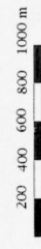
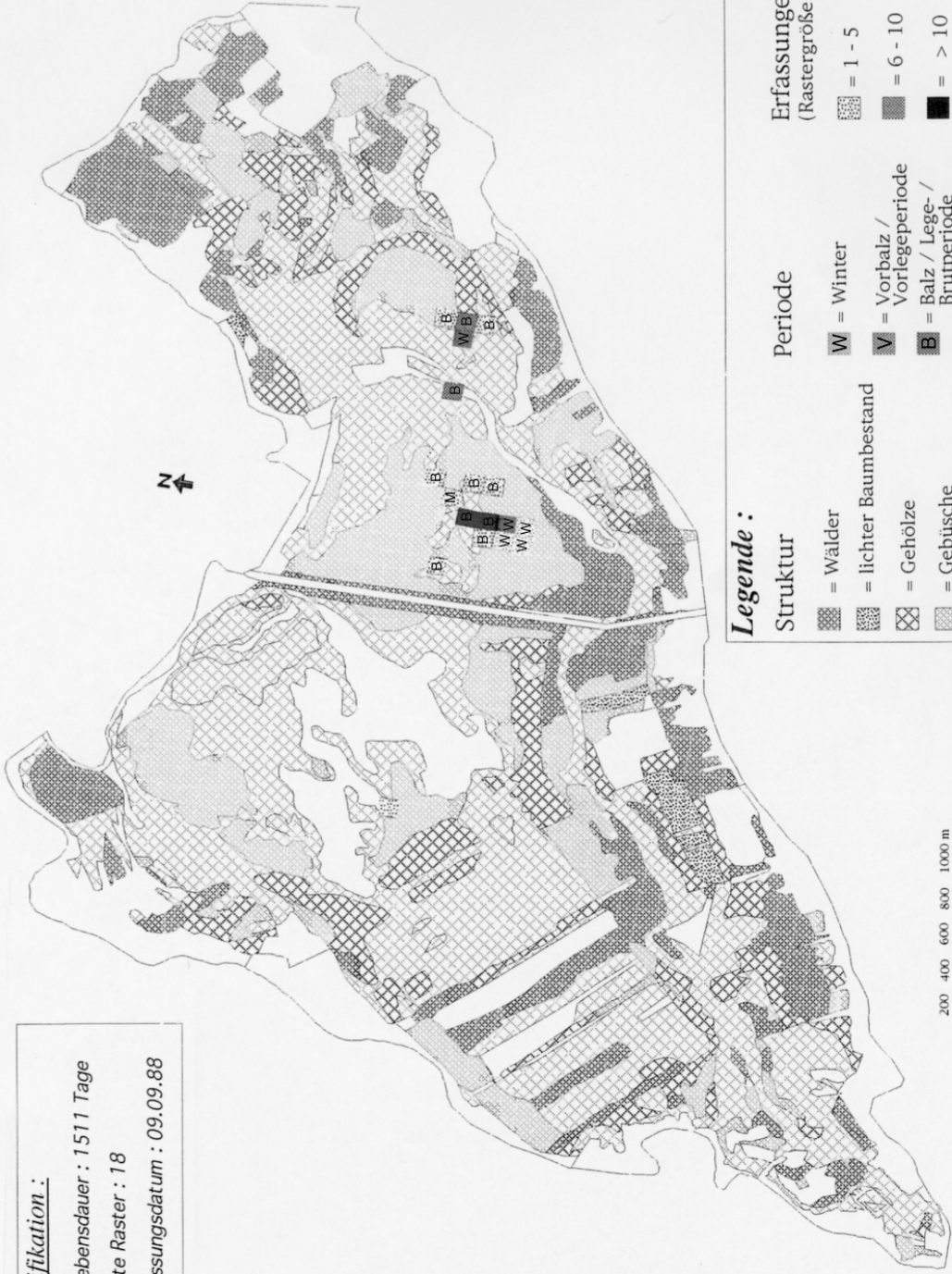
# Anhang 21 : Raum-Zeit-Verhalten Hahn 9 (1991)

Spezifikation :

Überlebensdauer : 1511 Tage

Belegte Raster : 18

Auslassungsdatum : 09.09.88



**Legende :**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
= Wälder	<b>W</b> = Winter	= 1 - 5
= lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	= 6 - 10
= Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	= > 10
= Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
= Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
= ohne Verbuschung		



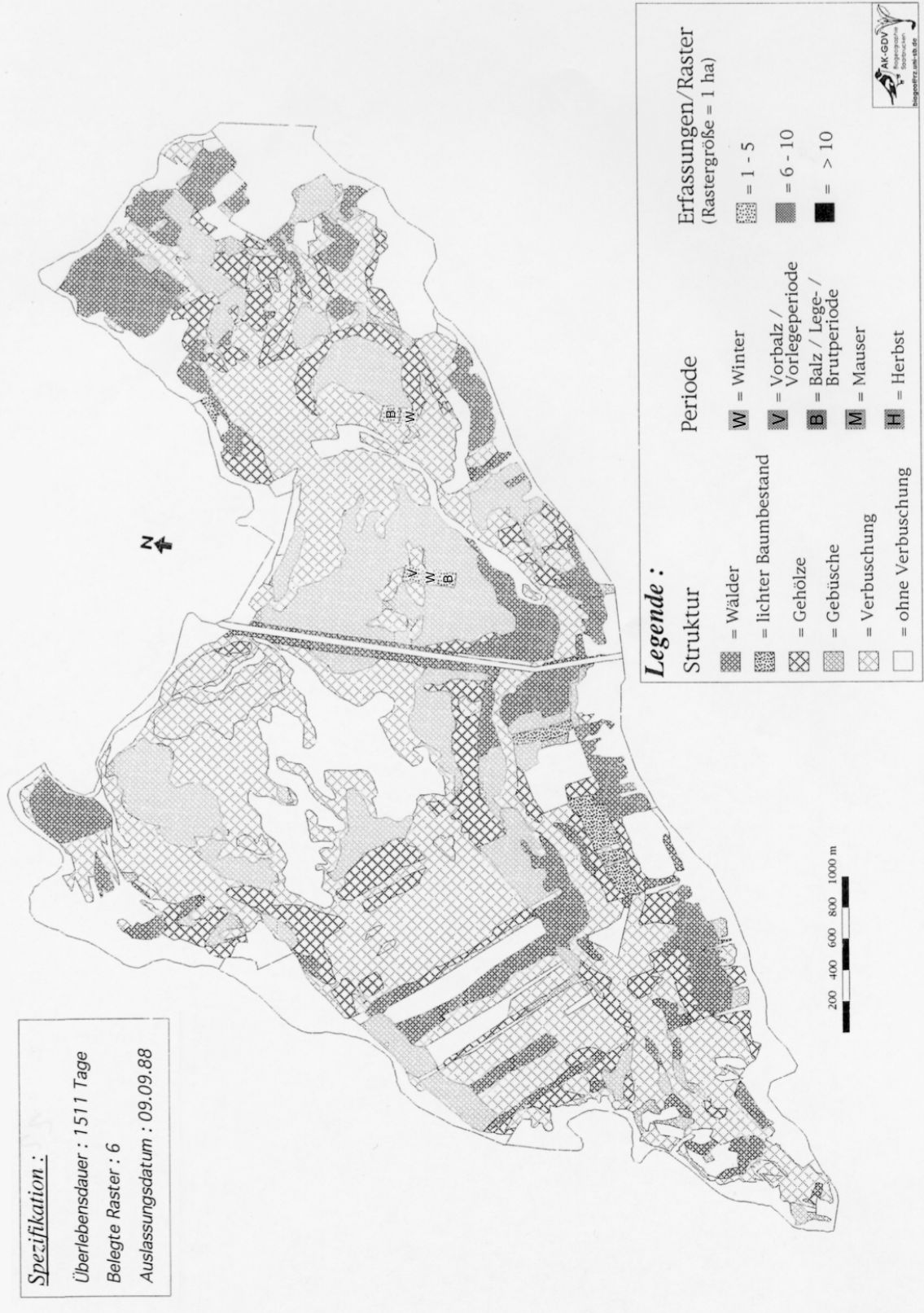
## Anhang 22: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 9 (1992)

### Spezifikation:

Überlebensdauer : 1511 Tage

Belegte Raster : 6

Auslassungsdatum : 09.09.88





Anhang 23: Raum-Zeit-Verhalten Henne 28 (1989)

Spezifikation:

Überlebensdauer : 1207 Tage

Belegte Raster : 24

Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

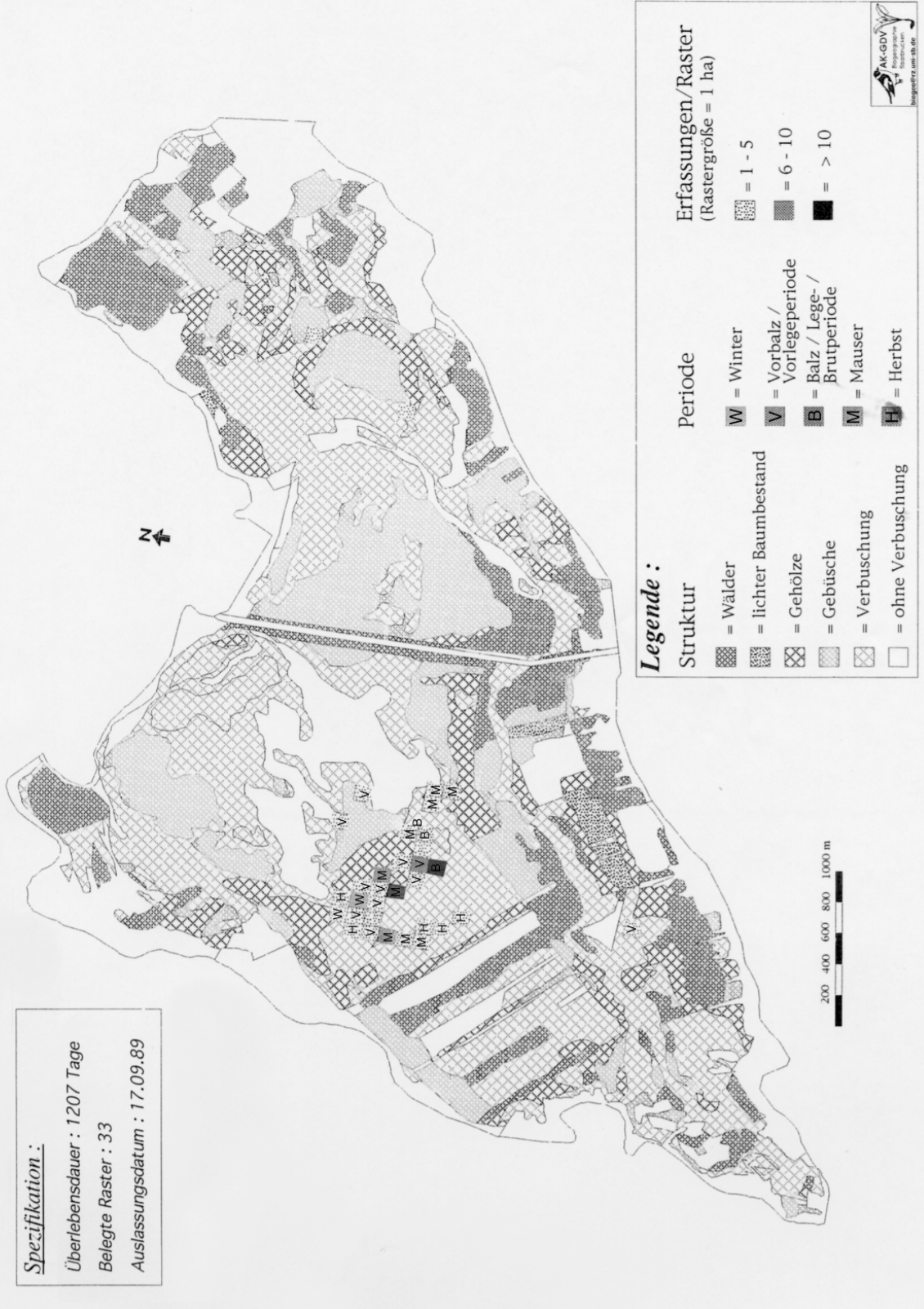
Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
Wälder	W = Winter	[Dotted pattern] = 1 - 5
lichter Baumbestand	V = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Cross-hatch pattern] = 6 - 10
Gehölze	B = Balz / Lege- / Brutperiode	[Solid black] = > 10
Gebüsche	M = Mauser	
Verbuschung	H = Herbst	
ohne Verbuschung		



# Anhang 24: Raum-Zeit-Verhalten Henne 28 (1990)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 1207 Tage  
 Belegte Raster : 33  
 Auslassungsdatum : 17.09.89





# Anhang 25: Raum-Zeit-Verhalten Henne 28 (1991)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 1207 Tage

Belegte Raster : 45

Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
[Cross-hatch] = Wälder	<b>W</b> = Winter	[Light grid] = 1 - 5
[Diagonal lines] = lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Medium grid] = 6 - 10
[Horizontal lines] = Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	[Dark grid] = > 10
[Vertical lines] = Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
[Dotted] = Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
[Empty] = ohne Verbuschung		



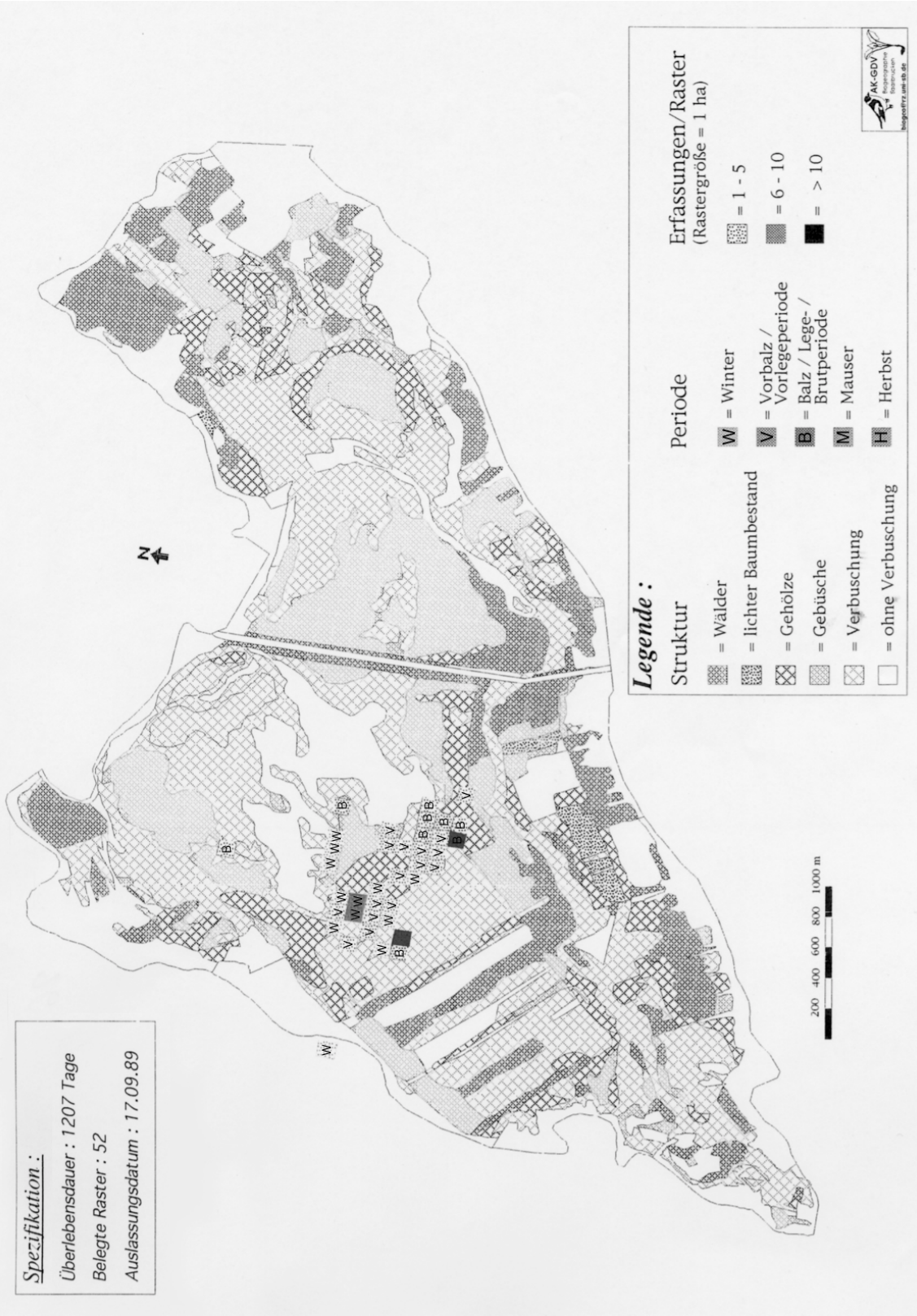
# Anhang 26: Raum-Zeit-Verhalten Henne 28 (1992)

**Spezifikation :**

Überlebensdauer : 1207 Tage

Belegte Raster : 52

Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

<b>Struktur</b>	<b>Periode</b>	<b>Erfassungen/Raster</b> (Rastergröße = 1 ha)
<ul style="list-style-type: none"> <li> = Wälder</li> <li> = lichter Baumbestand</li> <li> = Gehölze</li> <li> = Gebüsche</li> <li> = Verbuschung</li> <li> = ohne Verbuschung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><b>W</b> = Winter</li> <li><b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode</li> <li><b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode</li> <li><b>M</b> = Mauser</li> <li><b>H</b> = Herbst</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> = 1 - 5</li> <li> = 6 - 10</li> <li> = &gt; 10</li> </ul>





# Anhang 27: Raum-Zeit-Verhalten Henne 10 (1988)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 672 Tage

Belegte Raster : 25

Auslassungsdatum : 10.09.88



**Legende :**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
Wälder	W = Winter	[Pattern] = 1 - 5
lichter Baumbestand	V = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Pattern] = 6 - 10
Gehölze	B = Balz / Lege-Brutperiode	[Pattern] = > 10
Gebüsche	M = Mauser	
Verbuschung	H = Herbst	
ohne Verbuschung		



# Anhang 28: Raum-Zeit-Verhalten Henne 10 (1989)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 672 Tage

Belegte Raster : 19

Auslassungsdatum : 10.09.88



**Legende :**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
[Cross-hatch pattern] = Wälder	<b>W</b> = Winter	[Dotted pattern] = 1 - 5
[Diagonal lines pattern] = lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Medium-dotted pattern] = 6 - 10
[Grid pattern] = Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	[Solid black pattern] = > 10
[Stippled pattern] = Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
[Dotted pattern] = Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
[Empty square] = ohne Verbuschung		





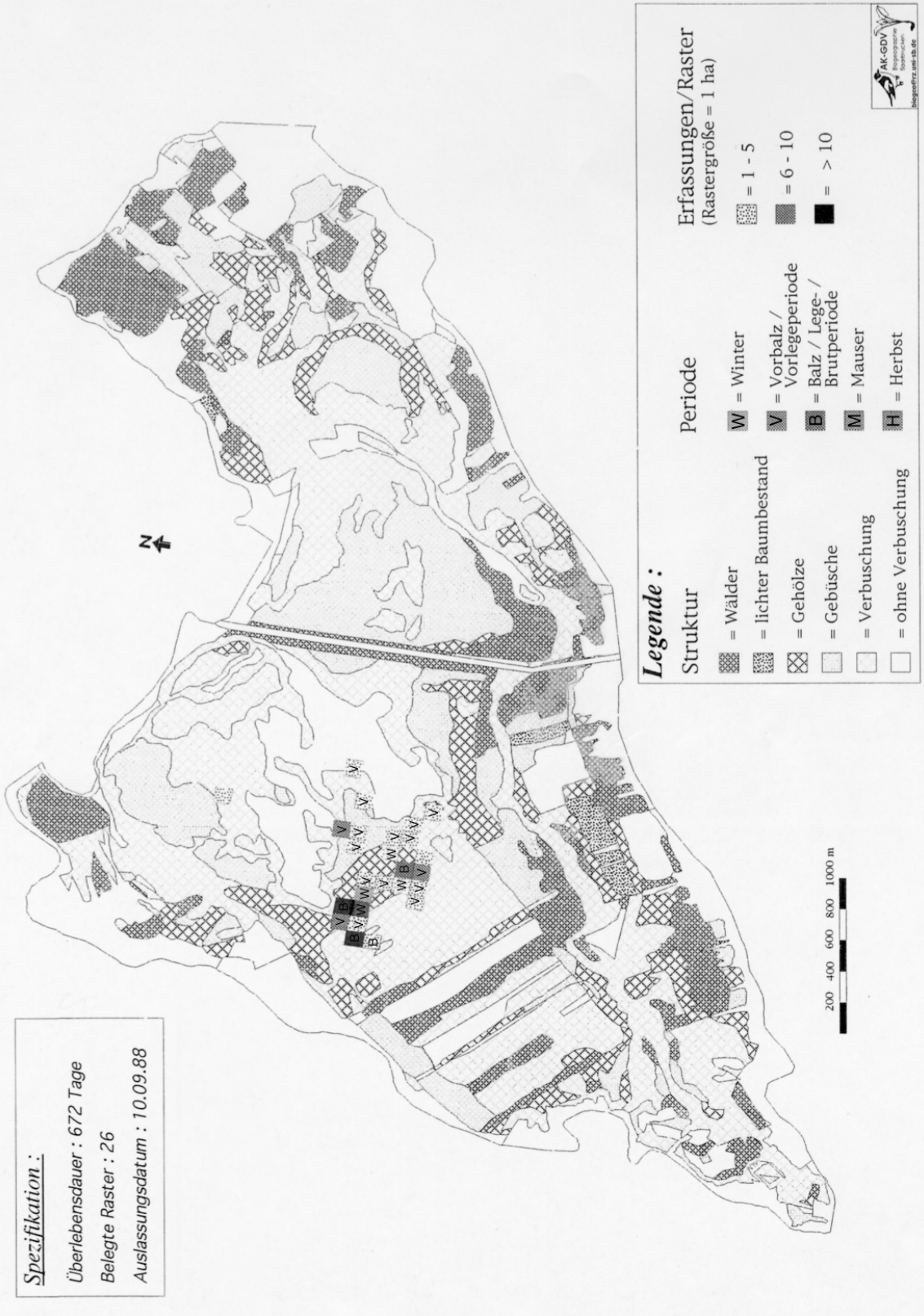
# Anhang 29: Raum-Zeit-Verhalten Henne 10 (1990)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 672 Tage

Belegte Raster : 26

Auslassungsdatum : 10.09.88



# Anhang 30: Raum-Zeit-Verhalten Henne 27 (1989)

Spezifikation:

Überlebensdauer : 1001 Tage

Belegte Raster : 33

Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende:**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
[Cross-hatch pattern] = Wälder	<b>W</b> = Winter	[Dotted pattern] = 1 - 5
[Diagonal lines pattern] = lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Medium density pattern] = 6 - 10
[Cross-hatch pattern] = Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	[Dark density pattern] = > 10
[Diagonal lines pattern] = Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
[Cross-hatch pattern] = Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
[White box] = ohne Verbuschung		





# Anhang 31: Raum-Zeit-Verhalten Henne 27 (1990)

Spezifikation :

Überlebensdauer : 1001 Tage

Belegte Raster : 34

Auslassungsdatum : 17.09.89



**Legende :**

<b>Struktur</b>	<b>Periode</b>	<b>Erfassungen/Raster</b> (Rastergröße = 1 ha)
<ul style="list-style-type: none"> <li> = Wälder</li> <li> = lichter Baumbestand</li> <li> = Gehölze</li> <li> = Gebüsche</li> <li> = Verbuschung</li> <li> = ohne Verbuschung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><b>W</b> = Winter</li> <li><b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode</li> <li><b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode</li> <li><b>M</b> = Mauser</li> <li><b>H</b> = Herbst</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li> = 1 - 5</li> <li> = 6 - 10</li> <li> = &gt; 10</li> </ul>



# Anhang 32: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 1 (1988)

**Spezifikation :**

Überlebensdauer : 1178 Tage

Belegte Raster : 41

Auslassungsdatum : 17.09.87





### Anhang 33: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 1 (1989)

Spezifikation :

Überlebensdauer : 1178 Tage

Belegte Raster : 17

Auslassungsdatum : 17.09.87



# Anhang 34: Raum-Zeit-Verhalten Hahn 1 (1990)

**Spezifikation:**

Überlebensdauer : 1178 Tage

Belegte Raster : 42

Ausschlussdatum : 17.09.87



**Legende:**

Struktur	Periode	Erfassungen/Raster (Rastergröße = 1 ha)
[Cross-hatch pattern] = Wälder	<b>W</b> = Winter	[Dotted pattern] = 1 - 5
[Diagonal lines /] = lichter Baumbestand	<b>V</b> = Vorbalz / Vorlegeperiode	[Horizontal lines] = 6 - 10
[Diagonal lines \] = Gehölze	<b>B</b> = Balz / Lege- / Brutperiode	[Solid black] = > 10
[Vertical lines] = Gebüsche	<b>M</b> = Mauser	
[Horizontal lines] = Verbuschung	<b>H</b> = Herbst	
[White box] = ohne Verbuschung		



Anhang 35: Lokalisationen der Tiergruppen in den einzelnen Strukturtypen  
zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

\* einschließlich 55 Lokalisationen einer gesperreführenden Henne

Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>Adulte Birkhühner</b>														
Hähne	137	291	426	35	52	3	116	-	19	-	5	10	8	1102
Hennen	117	220	507	10	44	-	162	-	17	8	5	-	-	1090
<b>gesamt</b>	<b>254</b>	<b>511</b>	<b>933</b>	<b>45</b>	<b>96</b>	<b>3</b>	<b>278</b>	<b>-</b>	<b>36</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>*2192</b>
<b>Subadulte Birkhühner</b>														
Hähne	187	445	471	13	31	1	58	-	13	3	11	3	1	1237
Hennen	203	498	805	12	32	1	206	41	72	13	34	6	16	1939
<b>gesamt</b>	<b>390</b>	<b>943</b>	<b>1276</b>	<b>25</b>	<b>63</b>	<b>2</b>	<b>264</b>	<b>41</b>	<b>85</b>	<b>16</b>	<b>45</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>3176</b>
<b>Neuausgewilderte Birkhühner</b>														
Hähne	125	511	411	-	97	6	134	47	29	24	65	9	1	1459
Hennen	116	363	427	1	68	30	363	66	72	67	53	15	6	1647
<b>gesamt</b>	<b>241</b>	<b>874</b>	<b>838</b>	<b>1</b>	<b>165</b>	<b>36</b>	<b>497</b>	<b>113</b>	<b>101</b>	<b>91</b>	<b>118</b>	<b>24</b>	<b>7</b>	<b>3106</b>
<b>Birkhühner gesamt</b>														
<b>gesamt</b>	<b>885</b>	<b>2328</b>	<b>3047</b>	<b>71</b>	<b>324</b>	<b>41</b>	<b>1039</b>	<b>154</b>	<b>222</b>	<b>115</b>	<b>173</b>	<b>43</b>	<b>32</b>	<b>8474</b>

Anhang 36: Jahreszyklische Lokalisationshäufigkeiten adulter Birkhühner in den einzelnen  
Strukturtypen  
zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>Hähne</b>														
Winter	67	83	108	-	6	1	1	-	1	-	1	-	-	268
Balz	46	92	239	35	12	-	66	-	2	-	-	4	8	504
Mauser	15	96	41	-	10	2	28	-	11	-	-	-	-	203
Herbst	9	20	38	-	24	-	21	-	5	-	4	6	-	127
<b>gesamt</b>	<b>137</b>	<b>291</b>	<b>426</b>	<b>35</b>	<b>52</b>	<b>3</b>	<b>116</b>	<b>-</b>	<b>19</b>	<b>-</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>1102</b>
<b>Hennen</b>														
Winter	48	54	116	-	2	-	4	-	-	-	5	-	-	229
Vorlegephase	36	71	157	9	1	-	21	-	-	-	-	-	-	295
Legephase	14	26	117	1	34	-	67	-	6	-	-	-	-	265
Mauser	4	40	48	-	2	-	23	-	5	8	-	-	-	130
Herbst	6	5	48	-	5	-	46	-	6	-	-	-	-	116
Führungsphase	9	24	21	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	55
<b>gesamt</b>	<b>117</b>	<b>220</b>	<b>507</b>	<b>10</b>	<b>44</b>	<b>-</b>	<b>162</b>	<b>-</b>	<b>17</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>1090</b>
<b>adulte Birkhühner gesamt</b>														
<b>gesamt</b>	<b>254</b>	<b>511</b>	<b>933</b>	<b>45</b>	<b>96</b>	<b>3</b>	<b>278</b>	<b>-</b>	<b>36</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>2192</b>

Anhang 37: Jahreszyklische Lokalisationshäufigkeiten subadulter Birkhühner in den einzelnen Strukturtypen zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>Hähne</b>														
Winter	118	228	214	-	15	1	4	-	3	-	10	-	-	593
Orientierungsph.	35	94	104	1	4	-	11	-	3	3	1	3	1	260
Balz	17	24	91	12	9	-	27	-	3	-	-	-	-	183
Mauser	17	99	62	-	3	-	16	-	4	-	-	-	-	201
<b>gesamt</b>	<b>187</b>	<b>445</b>	<b>471</b>	<b>13</b>	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>58</b>	<b>-</b>	<b>13</b>	<b>3</b>	<b>11</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1237</b>
<b>Hennen</b>														
Winter	134	217	395	-	4	-	39	-	10	4	8	-	-	811
Orientierungsph.	27	115	208	12	11	1	87	38	16	1	7	4	-	527
Legephase	-	26	45	-	-	-	-	-	24	1	-	2	16	114
Mauser	21	19	93	-	9	-	43	-	19	6	3	-	-	213
Herbst	21	121	64	-	8	-	37	3	3	1	16	-	-	274
<b>gesamt</b>	<b>203</b>	<b>498</b>	<b>805</b>	<b>12</b>	<b>32</b>	<b>1</b>	<b>206</b>	<b>41</b>	<b>72</b>	<b>13</b>	<b>34</b>	<b>6</b>	<b>16</b>	<b>1939</b>
<b>Subadulte Birkhühner gesamt</b>														
<b>gesamt</b>	<b>390</b>	<b>943</b>	<b>1276</b>	<b>25</b>	<b>63</b>	<b>2</b>	<b>264</b>	<b>41</b>	<b>85</b>	<b>16</b>	<b>45</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>3176</b>

Anhang 38: Jahreszyklische Lokalisationshäufigkeiten im Winter und den Sommermonaten ausgewildelter Birkhühner in den einzelnen Strukturtypen zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>Hähne</b>														
Winter	9	2	10	-	3	1	14	-	-	-	-	3	-	42
<b>gesamt</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>-</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>14</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>3</b>	<b>-</b>	<b>42</b>
<b>Hennen</b>														
Orientierungsph.	15	29	31	1	7	-	15	-	3	-	-	-	1	102
Legephase	14	1	25	-	3	-	12	-	8	-	1	-	1	65
Mauser	9	24	87	-	8	-	80	-	14	34	-	-	-	256
<b>gesamt</b>	<b>38</b>	<b>54</b>	<b>143</b>	<b>1</b>	<b>18</b>	<b>-</b>	<b>107</b>	<b>-</b>	<b>25</b>	<b>34</b>	<b>1</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>423</b>
<b>in Winter und Sommermonaten Birkhühner gesamt</b>														
<b>gesamt</b>	<b>47</b>	<b>56</b>	<b>153</b>	<b>1</b>	<b>21</b>	<b>1</b>	<b>121</b>	<b>-</b>	<b>25</b>	<b>34</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>465</b>

Anhang 39: Jahreszyklische Lokalisationshäufigkeiten im Herbst ausgewildelter, juveniler Birkhühner in den einzelnen Strukturtypen zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

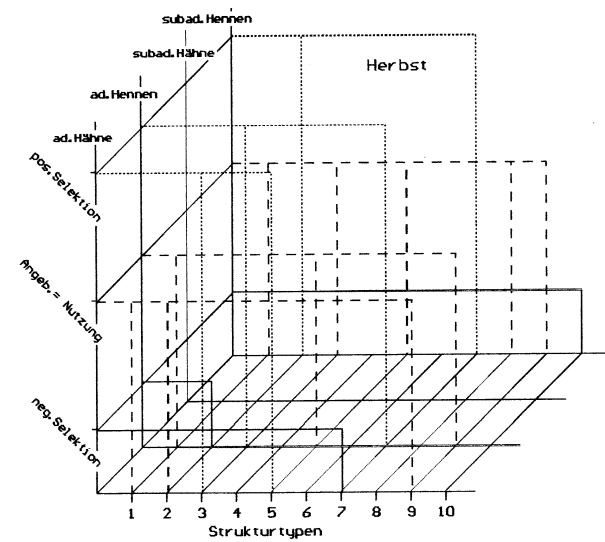
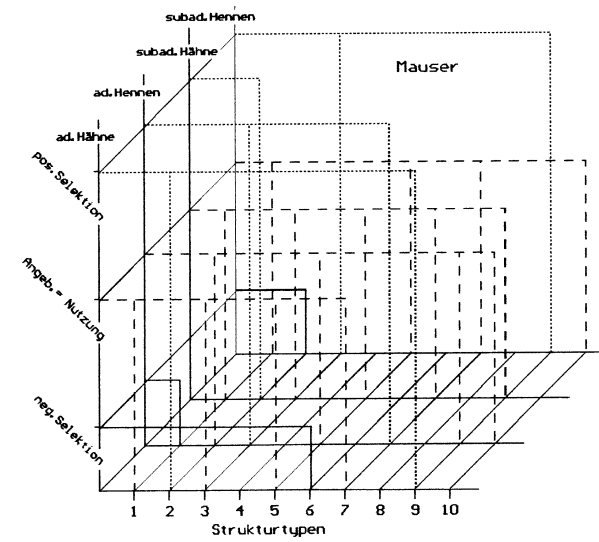
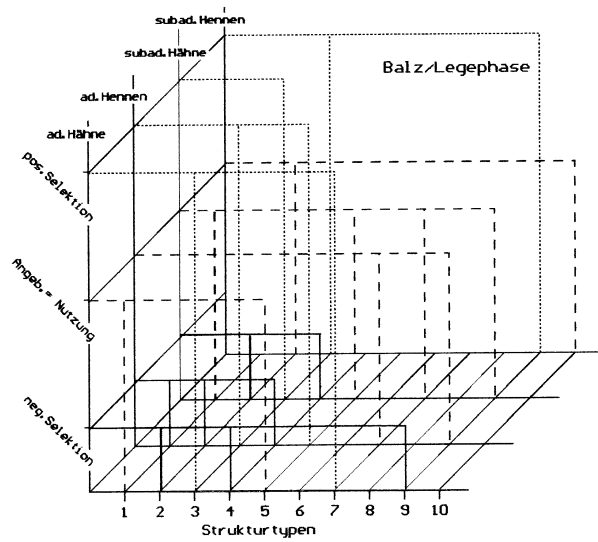
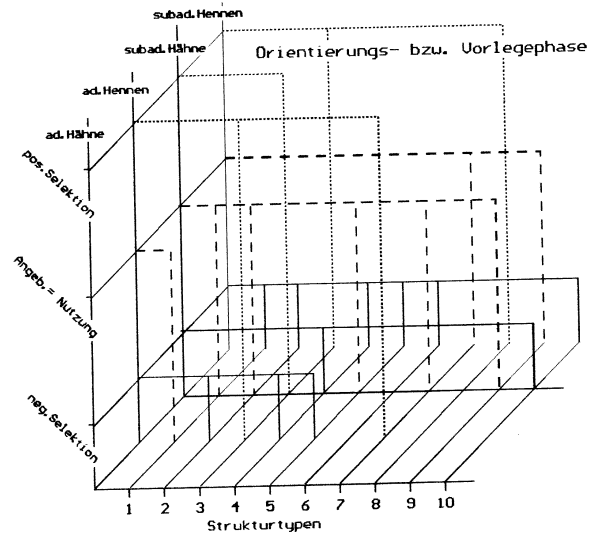
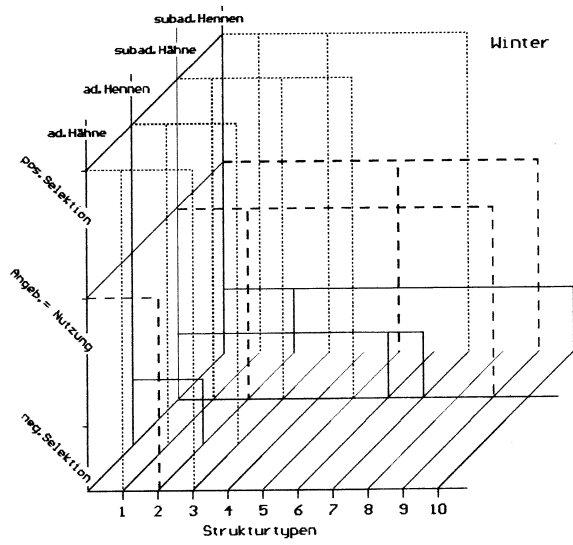
Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>Hähne</b>														
Herbst	116	509	401	-	94	5	120	47	29	24	65	6	1	1417
<b>gesamt</b>	<b>116</b>	<b>509</b>	<b>401</b>	<b>-</b>	<b>94</b>	<b>5</b>	<b>120</b>	<b>47</b>	<b>29</b>	<b>24</b>	<b>65</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>1417</b>
<b>Hennen</b>														
Herbst	78	309	284	-	50	30	256	66	47	33	52	15	4	1224
<b>gesamt</b>	<b>78</b>	<b>309</b>	<b>284</b>	<b>-</b>	<b>50</b>	<b>30</b>	<b>256</b>	<b>66</b>	<b>47</b>	<b>33</b>	<b>52</b>	<b>15</b>	<b>4</b>	<b>1224</b>
<b>im Herbst ausgewilderte Birkhühner gesamt</b>														
<b>gesamt</b>	<b>194</b>	<b>818</b>	<b>685</b>	<b>-</b>	<b>144</b>	<b>35</b>	<b>376</b>	<b>113</b>	<b>76</b>	<b>57</b>	<b>117</b>	<b>21</b>	<b>5</b>	<b>2641</b>



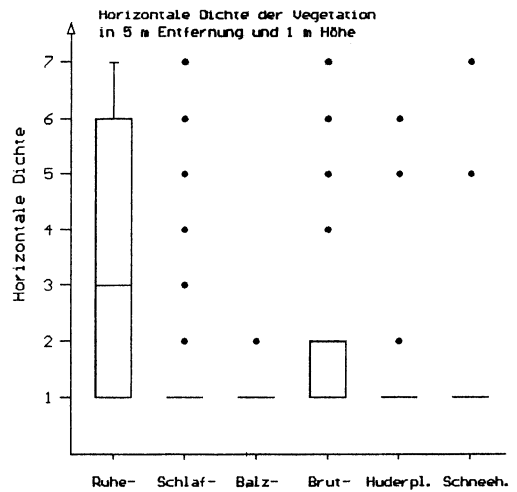
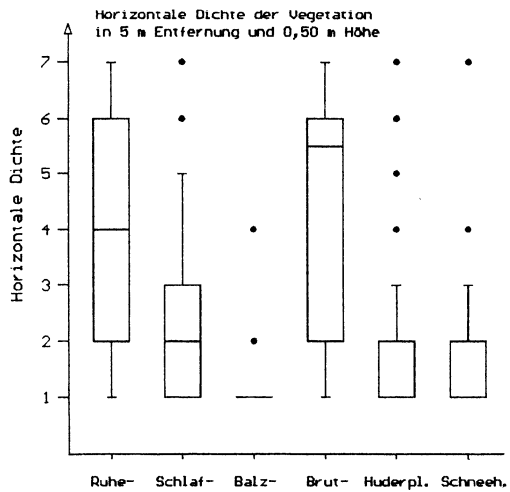
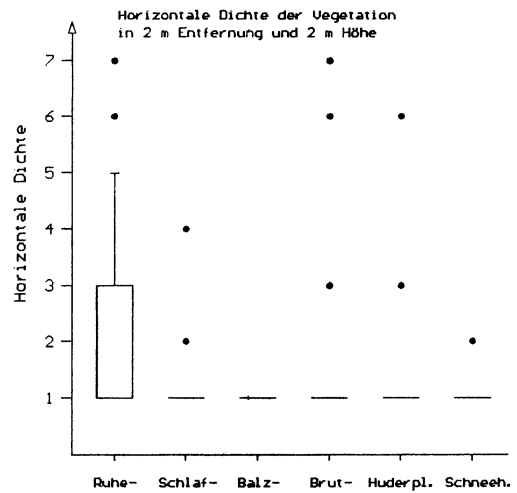
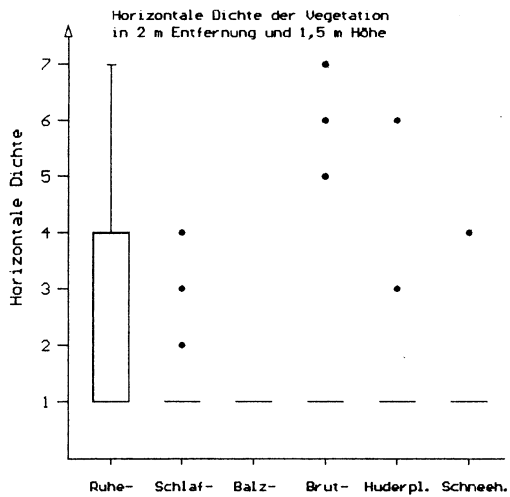
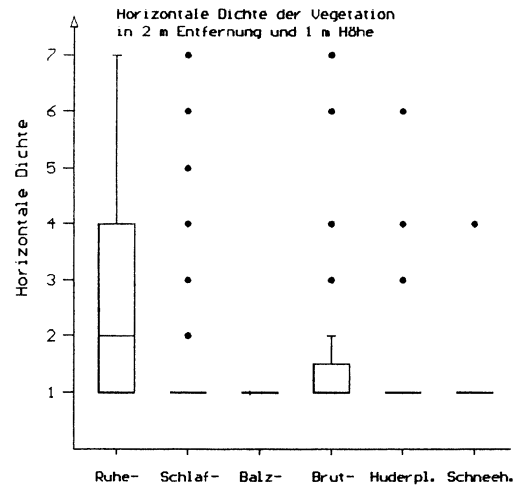
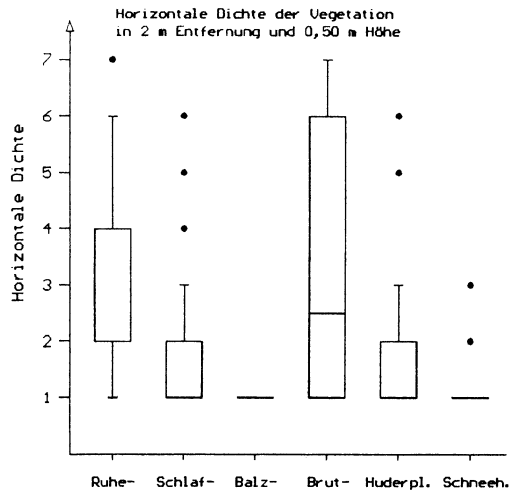
Anhang 40: Habitatnutzung nach den Herbstauslassungen 1988 – 1992  
zur Klassifizierung siehe Kap. 2.9

Strukturtyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Wald	Grünland	Sonstige	gesamt
<b>1988</b>														
Hähne	6	31	48	-	26	3	30	47	12	3	29	-	-	235
Hennen	13	96	91	-	14	2	107	38	13	16	31	-	1	422
<b>gesamt</b>	<b>19</b>	<b>127</b>	<b>139</b>	<b>-</b>	<b>40</b>	<b>5</b>	<b>137</b>	<b>85</b>	<b>25</b>	<b>19</b>	<b>60</b>	<b>-</b>	<b>1</b>	<b>657</b>
<b>1989</b>														
Hähne	31	152	98	-	2	1	-	-	-	1	12	-	-	297
Hennen	9	6	34	-	5	2	18	2	9	-	3	-	-	88
<b>gesamt</b>	<b>40</b>	<b>158</b>	<b>132</b>	<b>-</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>18</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>385</b>
<b>1990</b>														
Hähne	29	115	78	-	4	1	19	-	7	9	10	2	-	274
Hennen	9	24	35	-	4	1	21	-	4	-	3	-	-	101
<b>gesamt</b>	<b>38</b>	<b>139</b>	<b>113</b>	<b>-</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>40</b>	<b>-</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>13</b>	<b>2</b>	<b>-</b>	<b>375</b>
<b>1991</b>														
Hähne	38	161	115	-	4	-	15	-	1	8	4	-	1	347
Hennen	32	103	71	-	18	12	47	10	16	17	13	11	3	353
<b>gesamt</b>	<b>70</b>	<b>264</b>	<b>186</b>	<b>-</b>	<b>22</b>	<b>12</b>	<b>62</b>	<b>10</b>	<b>17</b>	<b>25</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>700</b>
<b>1992</b>														
Hähne	12	50	62	-	58	-	56	-	9	3	10	4	-	264
Hennen	15	80	53	-	9	13	63	16	5	-	2	4	-	260
<b>gesamt</b>	<b>27</b>	<b>130</b>	<b>115</b>	<b>-</b>	<b>67</b>	<b>13</b>	<b>119</b>	<b>16</b>	<b>14</b>	<b>3</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>-</b>	<b>524</b>

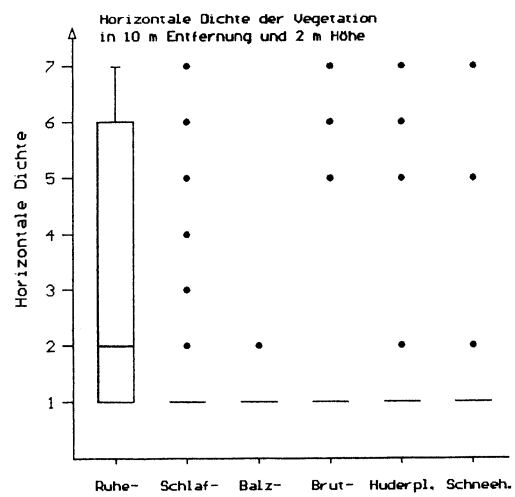
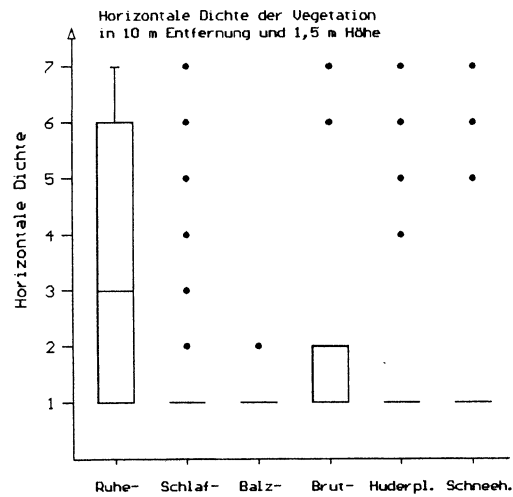
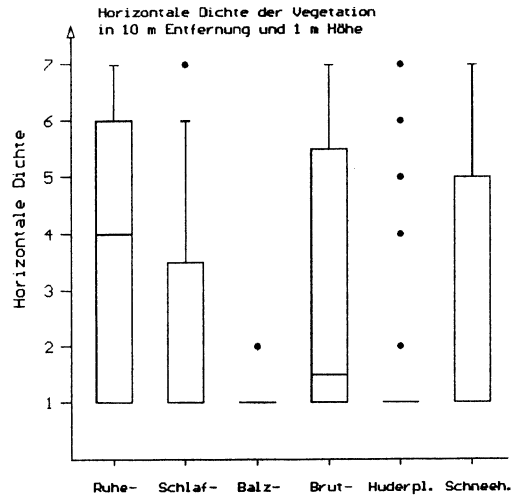
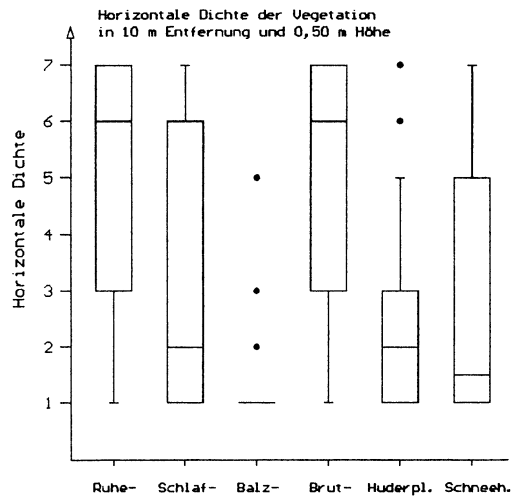
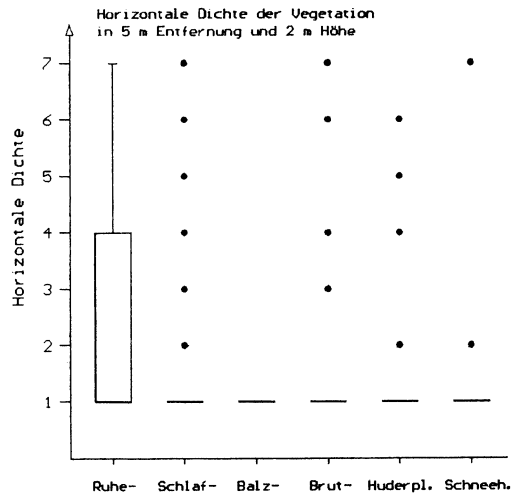
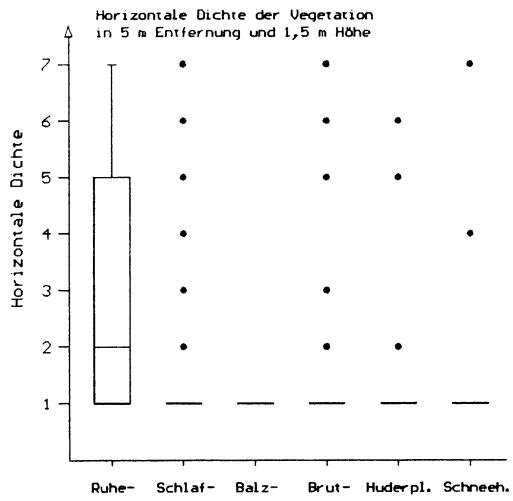
Anhang 41: Selektion der einzelnen Strukturtypen zu verschiedenen Jahreszyklen



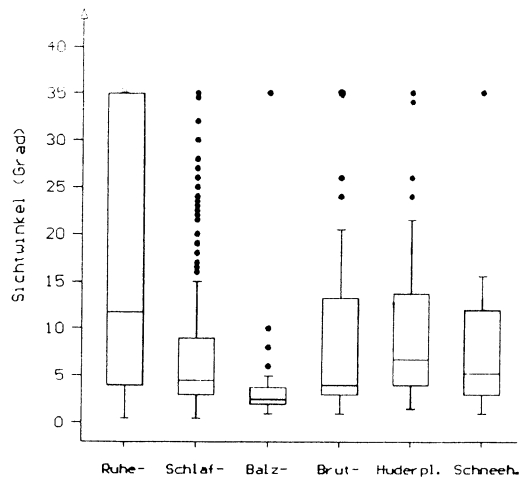
Anhang 42: Horizontale Vegetationsdichte an den einzelnen Standorten zur Klassifizierung s. Tabelle 2, Kap. 2.10



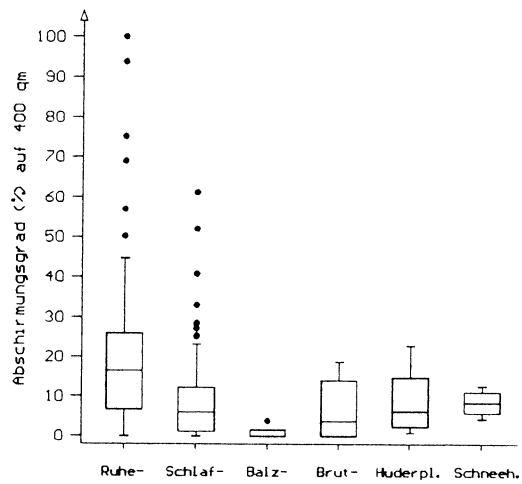
Anhang 42 Fortsetzung: Horizontale Vegetationsdichte an den einzelnen Standorten zur Klassifizierung s. Tabelle 2, Kap. 2.10



Anhang 43: Verteilung der Horizontwinkel an den einzelnen Standorten

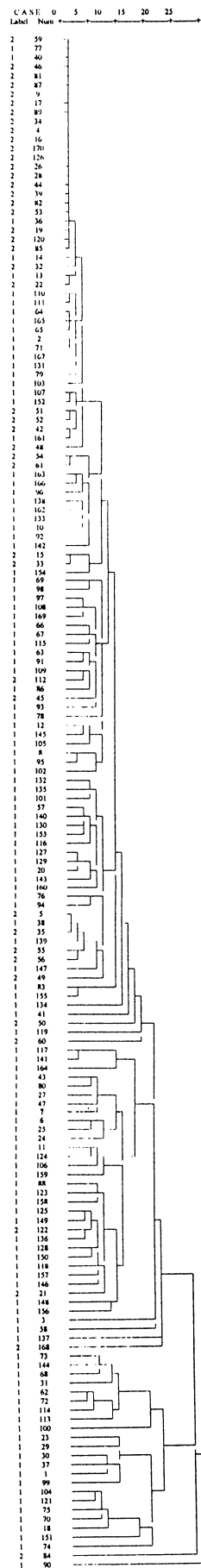


Anhang 44: Verteilung der Abschirmungsgrade im Nahbereich (400 m<sup>2</sup>) an den einzelnen Standorten



Dendrogram using Centroid Method

Rescaled Distance Cluster Combine



Anhang 45: Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede von Ruhe- und Schlafplätzen der Birkhühner  
Label 1 = Ruheplätze; Label 2 = Schlafplätze; Num = Datensatznummer

Anhang 46: Durchschnittliche Wochenmobilität und Nutzung unbekannter Raster/Woche neu ausgewildeter Birkhühner, die länger als 70 Tage überlebten berücksichtigt sind nur besenderte Tiere der Herbstauslassungen, die kontinuierlich lokalisiert werden konnten (n = 16)

A.u.R. = Aufenthalt in unbekanntem Raster/Woche (Index: A.u.R./Wochentage)

M = durchschnittliche Wochenmobilität in m

Nummer	Woche 1		Woche 2		Woche 3		Woche 4		Woche 5		Woche 6		Woche 7		Woche 8		Woche 9		Woche 10	
	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M
Hahn 5	0,43	128,8	0,43	164,3	0,29	385,7	0,57	528,6	0,29	235,7	0,43	414,3	0,14	142,6	0,00	71,2	0,14	428,6	0,00	71,4
Henne 9	0,57	128,6	0,14	121,4	0,71	192,9	0,57	342,9	0,71	114,3	0,57	500,0	0,14	1057,1	0,00	171,4	0,00	214,3	0,14	171,4
Henne 10	0,57	121,4	0,14	128,5	0,57	114,3	0,29	164,3	0,29	135,7	0,57	464,3	0,43	921,4	0,00	78,6	0,14	228,6	0,00	250,0
Henne 11	0,57	142,9	0,43	242,0	0,29	85,7	0,14	100,0	0,00	71,4	0,43	1014,3	0,00	78,5	0,00	100,0	0,14	100,0	0,00	185,7
Henne 12	0,29	100,0	0,29	257,1	0,29	450,0	0,57	371,4	0,43	121,4	0,29	492,9	0,57	478,6	0,14	600,0	0,29	328,6	0,57	221,4
Hahn 10	0,43	78,6	0,00	71,4	0,29	271,4	0,29	200,0	0,43	92,8	0,86	385,7	0,14	64,3	0,14	335,7	0,29	357,1	0,43	371,4
Hahn 11	0,14	50,0	0,14	71,4	0,29	278,5	0,29	214,2	0,43	200,0	0,29	235,7	0,57	450,0	0,14	350,0	0,29	357,1	0,29	371,4
Hahn 15	0,42	78,5	0,14	78,5	0,57	221,4	0,57	307,1	0,57	471,4	0,00	214,2	0,57	385,7	0,57	242,8	0,29	200,0	0,57	607,1
Hahn 16	0,87	481,3	0,43	400,0	0,29	171,4	0,71	778,5	0,43	478,6	0,29	578,5	0,43	400,0	0,14	164,3	0,43	200,0	0,29	121,4
Hahn 24	0,71	257,1	0,43	214,2	0,43	528,5	0,29	557,1	0,43	414,2	0,29	221,4	0,00	85,7	0,29	207,1	0,71	714,2	0,57	635,7
Hahn 25	0,57	171,4	0,43	192,8	0,00	50,0	0,29	271,4	0,14	292,8	0,00	57,1	0,57	1071,4	0,00	71,4	0,29	400,0	0,29	392,8
Henne 37	0,71	135,7	0,57	242,8	0,57	421,4	0,49	771,4	0,57	2328,5	0,29	150,0	0,71	628,5	0,14	357,1	0,29	357,1	0,71	428,5
Hahn 33	0,30	128,5	0,29	214,2	0,62	528,5	0,14	150,0	0,60	350,0	0,00	171,4	0,00	164,2	0,57	735,7	0,29	550,0	0,14	185,7
Hahn 35	0,57	107,1	0,29	200,0	0,57	214,2	0,29	92,8	0,14	71,4	0,43	121,4	0,14	57,1	0,14	64,2	0,00	114,2	0,00	78,5
Henne 45	0,29	71,4	0,29	264,2	0,57	300,0	0,14	142,8	0,29	85,7	0,14	278,5	0,00	64,2	0,29	178,5	0,14	121,4	0,57	285,7
Henne 47	0,71	278,5	0,29	157,1	0,29	235,7	0,57	435,7	0,71	414,2	0,86	1200,0	0,86	1050,0	0,14	57,1	0,29	735,7	0,00	178,5

Anhang 46 (Forts.): Durchschnittliche Wochenmobilität und Nutzung unbekannter Raster/Woche neu ausgewilderter Birkhühner, die innerhalb von 70 Tage erbeutet wurden  
berücksichtigt sind nur besenderte Tiere der Herbstauslassungen, die kontinuierlich lokalisiert werden konnten (n = 33)  
Senderausfälle und Senderfunde berücksichtigt  
A.u.R. = Aufenthalt in unbekanntem Raster/Woche (Index: A.u.R./Wochentage)  
M = durchschnittliche Wochenmobilität in m

Nummer	Woche 1		Woche 2		Woche 3		Woche 4		Woche 5		Woche 6		Woche 7		Woche 8		Woche 9		Woche 10	
	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M	A.u.R.	M
Hahn 4	0,71	192,6	0,14	250,0																
Hahn 7	0,86	242,9	0,71	157,1	0,57	142,8	0,71	264,3	0,71	292,9	0,57	278,6	0,14	71,4	0,14	192,9	0,00	128,6	0,00	125,0
Hahn 6	0,57	185,7	0,43	235,7	0,43	100,0	0,00	107,1	0,00	100,0	0,57	942,9	1,00	287,5						
Hahn 12	1,00	333,0																		
Hahn 13	0,43	2200,0	0,43	171,4	0,14	285,7	0,43	278,6	0,57	457,1	0,43	135,7	0,43	285,7	0,57	235,7	0,29	135,7	0,00	64,3
Hahn 14	0,57	185,7	0,57	214,3	0,57	135,7	0,29	71,4	0,00	100,0										
Henne 23	1,00	516,7																		
Henne 24	0,57	100,0	0,57	192,9	0,43	314,3	0,29	107,1	0,00	85,7	0,29	64,2	0,14	278,5	0,29	535,7	0,71	328,5		
Henne 25	1,00	416,7																		
Hahn 17	0,57	142,9	0,71	371,4	1,00	866,6														
Hahn 18	0,57	100,0																		
Henne 29	0,75	287,1	1,00	500,0																
Henne 30	0,43	100,0	0,71	242,8	0,57	357,1														
Henne 32	1,00	385,7	0,57	642,9	1,00	216,6														
Henne 33	1,00	-																		
Hahn 26	0,57	292,8	0,29	78,5	0,00	71,4	0,57	228,5	0,60	490,0										
Hahn 27	0,43	71,4	0,50	75,0																
Hahn 28	0,43	157,1	0,71	535,7	0,43	721,4	1,00	714,2	0,86	314,3										
Hahn 29	0,86	407,1	0,71	814,2	0,57	557,1	0,14	64,2	64,2											
Hahn 30	1,00	100,0																		
Henne 36	0,71	285,7	0,57	407,1	0,50	250,0														
Henne 38	0,57	107,1																		
Henne 39	0,57	214,2	0,75	166,6																
Henne 41	0,43	135,7	0,86	457,1	0,43	328,5	0,00	75,0												
Henne 42	1,00	750,0	1,00	1578,6	0,86	1157,1	1,00	922,0												
Henne 43	0,86	257,1	0,86	450,0	0,57	600,0	0,43	235,7	0,71	264,2	0,86	664,2	0,86	900,0						
Hahn 34	0,29	78,5	0,29	107,1	0,43	128,5	0,43	150,0	0,14	164,2	0,14	135,7	0,00	100,0						
Hahn 36	0,87	221,4	0,57	428,5	0,50	257,1														
Hahn 37	0,71	142,8	1,00	412,5																
Hahn 38	0,43	114,2	0,77	550,0	0,50	485,7	0,57	278,5	0,25	170,0										
Henne 46	0,30	142,8	0,71	185,7	0,55	707,1	0,00	178,5	0,57	271,4	0,43	214,2	0,00	330,0						
Henne 48	0,29	64,2	1,00	275,0																
Henne 49	1,00	228,5	0,29	121,4	0,43	164,2	0,43	242,8	0,14	185,7	0,14	235,7	0,29	1085,7	0,29	600,0	1,00	916,6		

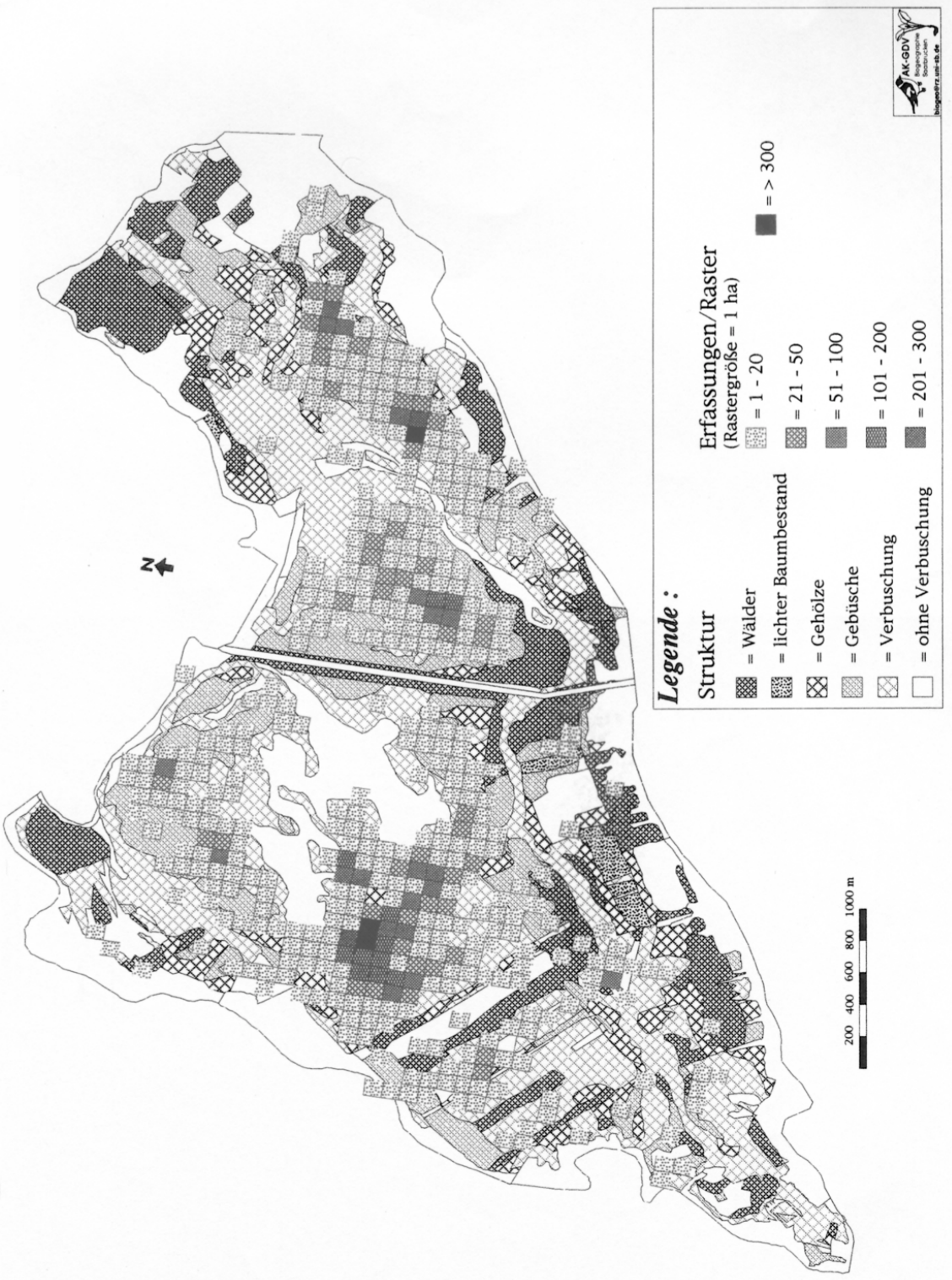


Anhang 47: Gewichte von Birkhühnern in Europa

nach DAHL (1922), HAGEN (1942), LUND (1954) zit. in GLUTZ et al., 1973<sup>1</sup>; De Vos, 1983<sup>2</sup>; MARJAKANGAS et al., 1991<sup>3</sup>; MARTI et al., 1985<sup>4</sup>; NIEWOLD et al., 1987<sup>5</sup>; PICOZZI et al., 1984<sup>6</sup>; VALKEAJÄRVI et al., 1989<sup>7</sup>; WILLEBRAND, 1990<sup>8</sup>, 1992<sup>9</sup>

Areal	Adult		Subadult	
	Hähne	Hennen	Hähne	Hennen
<b>Gesamtgewichte</b>				
Nordfinnland	1370 <sup>b</sup>	1050 <sup>b</sup>		
Südfinnland	1243 <sup>b</sup>	960 <sup>b</sup>		
Finnland ø	1283 <sup>b</sup>	980 <sup>b</sup>		
Norwegen	1199 <sup>1</sup> 1172 <sup>5</sup>	889 <sup>1</sup> 901 <sup>5</sup>		
Schweden	1138 <sup>b</sup>	840 <sup>b</sup> 946 <sup>9</sup>		880 <sup>9</sup>
Westeuropa	1378 <sup>b</sup>	1108 <sup>b</sup>		
Großbritannien	1363 <sup>b</sup>	1056 <sup>b</sup>	1238 <sup>b</sup>	940 <sup>b</sup>
Deutschland	1250 <sup>b</sup>	700 bis 950 <sup>b</sup>		
<b>Wintergewichte</b>				
Alpen	1311 <sup>4</sup>	960 <sup>4</sup>	1166 <sup>4</sup>	859 <sup>4</sup>
Schweden	1174 <sup>8</sup> 1121 <sup>5</sup>	780 <sup>5</sup>	1110 <sup>8</sup>	
Finnland	1280 <sup>7</sup>	915 <sup>3</sup> 938 <sup>7</sup>	1191 <sup>7</sup>	864 <sup>3</sup> 887 <sup>7</sup>
Norwegen	1209 <sup>1</sup>	907 <sup>1</sup>		
Holland	1358 <sup>2</sup>		1243 <sup>2</sup>	
Wurzacher Ried	1169	872	1033	803

Anhang 48: Rasterfrequenzen aller Birkhühner



Anhang 49: Rasterfrequenzen aller Tiere mit einer Überlebensdauer > 365 Tage



## Lebenslauf

### Angaben zur Person

Name	Stefan Hövel
Anschrift	Sperberweg 4 88410 Bad Wurzach
Geburtsdatum	26.07.1959
Geburtsort	Stuttgart
Staatsangehörigkeit	Deutsch
Familienstand	verheiratet, 3 Kinder

### Schulbildung

08/66 – 07/70	Besuch der Grundschule in Stuttgart – Zuffenhausen
09/70 – 05/80	Besuch des Karls Gymnasiums in Stuttgart
	Abschluss: Abitur

### Berufliche Tätigkeiten

06/80 – 09/80	Arbeiter bei der Farben- und Lackfabrik Wörwag in Stuttgart
10/80 – 03/81	Vorpraktikant für Altenpflege in Stuttgart
04/81 – 09/81	Arbeiter bei der Farben- und Lackfabrik Wörwag in Stuttgart
05/93 – 06/02	Selbständige Tätigkeiten in den Bereichen Naturschutz, Landschaftspflege, Wildbiologie, Öffentlichkeitsarbeit, Besucherlenkung, Naturpädagogik

### Studium

10/81 – 04/82	Immatrikulation an der Eberhard – Karls – Universität Tübingen im Fachbereich Chemie Diplom
04/82 – 09/89	Immatrikulation an der Eberhard – Karls – Universität Tübingen im Fachbereich Biologie Diplom
Diplomvorprüfung am 24.02.1984	in den Fächern Botanik, Zoologie, Chemie, Physik
Diplomprüfung am 14.09.1989	in den Fächern Zoologie, Pflanzenphysiologie, Pharmazeutische Biologie, Paläontologie bestanden
Thema der Diplomarbeit	Mobilität, Habitatnutzung und Mortalität ausgewilderten Birkwildes ( <i>Lyrurus tetrix</i> ) im Wurzacher Ried

### Promotion

10/91 – 10/93	Immatrikulation an der Eberhard – Karls – Universität Tübingen im Studiengang Biologie/Promotion
Dissertation	10/89 – 04/93 Anfertigung der Dissertation im Rahmen des Birkhuhnforschungsprojektes „Wurzacher Ried“
Thema der Dissertation	Randeffekt – Problematik fragmentierter Biotope am Beispiel ausgewildelter Birkhühner ( <i>Tetrao tetrix</i> LINNAEUS 1758) in dem Moorkomplex Wurzacher Ried



Im Selbstverlag herausgegeben:

Stefan Hövel  
Sperberweg 4  
88410 Bad Wurzach