

**Vergleichende ornithologische Untersuchungen in je sechs  
Bann- und Wirtschaftswäldern im Hinblick auf die  
Bedeutung des Totholzes für Vögel**

von **Frank Hohlfeld**

**Summary**

HOHLFELD, F. (1997): Ornithological comparison of six unmanaged forest reserves with six managed forests to test the importance of forest snags on birds. – The study compares six unmanaged forest reserves and six corresponding managed forests with regard to their ornithological differences. One aim was to determine and assess the influence of snags on the composition and density of bird communities. The survey investigates the relationship between cavity-nesting birds and the density of snags. The snag preference of woodpeckers, nuthatches and tree creepers foraging in the unmanaged forests was determined.

**Methods of the survey:**

- In 6 areas the density of birds was registered during the breeding period. Density was assessed according to the methods described by OELKE (1980) on the basis of frequencies of registrations and on the basis of densities of territories. The compared forest reserve and managed forest of one area were investigated in the same year. All registration was carried out by the same person.

---

An der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
i.Br. vorgelegte Inaugural-Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.  
rer. nat.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Frank Hohlfeld, Buchweiler Str. 7, D-79331 Teningen, Germany

- In 4 areas the frequencies of registration during autumn and winter were noted on an hourly basis for woodpeckers, nuthatches and tree creepers to assess densities outside the breeding period.
- As many nests as possible of cavity-nesting birds were searched in all areas. It was determined whether cavity-nesting birds prefer snags or living trees to breed. In 4 areas the woodpeckers, nuthatches and tree creepers were observed foraging during autumn and winter. The structure, snag density and tree composition of the investigated forests were recorded by employees of the state forest ministry. The results of both investigations were used to determine the substrate preferences of foraging woodpeckers, nuthatches and tree creepers. In 3 areas the number of tracks caused by foraging woodpeckers on snags were recorded and counted during a registration of all snags in the area. In 2 other areas which had a very high density of snags the woodpecker tracks on snags were recorded and counted in a sample survey of the snags in these areas.

### Results of the survey:

- The compared areas of unmanaged and managed forests resemble each other in the composition of bird communities. In 5 of 6 areas the density of bird territories was higher in forest reserves than in managed forests. In addition the frequency of bird registration was higher in forest reserves than in managed forests in 4 of 6 areas. The number of registered bird species was higher in forest reserves than in managed forests in 5 of 6 areas. In forest reserves the density of cavity-nesting birds was higher than in managed forests.
- The preference of snags as cavity trees compared to living trees was highly significant for most tree species.
- Great spotted woodpeckers, black woodpeckers and three-toed woodpeckers preferred snags while foraging. Middle spotted woodpeckers, nuthatches and tree creepers use snags according to the frequency of their occurrence in the areas and lesser spotted woodpeckers rather avoid snags while foraging.
- While foraging on living trees great spotted woodpeckers, lesser spotted woodpeckers and black woodpeckers prefer dead branches. In particular the dead branches of living beech (*Fagus sylvatica*), hornbeam (*Carpinus betulus*) and fir trees (*Abies alba*) were preferred.
- The registration frequency of great spotted woodpeckers, black woodpeckers, lesser spotted woodpeckers and three-toed woodpeckers during autumn and winter was higher in forest reserves than in managed forests.
- The tree species of snags had an influence on the average amount of tracks caused by foraging woodpeckers and on the percentage of snags bearing tracks from foraging woodpeckers at all. Oak (*Quercus spec.*) snags had the highest average

number of tracks caused by foraging woodpeckers. In the areas in the northern Black Forest the pine tree snags (*Pinus sylvestris*) exhibited more tracks from woodpeckers on average than spruce tree snags (*Picea abies*). The percentage of pine tree snags bearing tracks from woodpeckers was higher than the percentage of fir tree snags bearing woodpecker tracks. Beech (*Fagus sylvatica*) and fir (*Abies alba*) snags showed the lowest percentage of trees with tracks from foraging woodpeckers. The average amount of tracks increases with the DBH (diameter-breast-height) of the snags.

The higher frequency of most woodpecker species in forest reserves results from better foraging possibilities. Because of their cavity-building activities the woodpeckers create better conditions for other cavity-nesting birds in forest reserves. Natural cavities on snags improve the conditions for cavity-nesting birds in forest reserves, too. Both results led to higher frequencies of cavity-nesting birds in forest reserves in comparison to managed forests. The snags in coniferous forests were especially important for cavity-nesting birds. The extension and creation of new forest reserves would be a possibility of improving the conditions for many birds who are native to these forests.

## Inhalt

1	Einleitung	5
2	Die Untersuchungsgebiete	8
2.1.1	<i>Bechtaler Wald</i>	9
2.1.2	<i>Sommerberg</i>	12
2.1.3	<i>Conventwald</i>	14
2.1.4	<i>Wilder See - Hornisgrinde</i>	16
2.1.5	<i>Hoher und Mittlerer Ochsenkopf</i>	18
2.1.6	<i>Napf</i>	19
2.1.7	<i>Flächengröße und Form der Untersuchungsgebiete</i>	22
3	Material und Methoden	23
3.1	Forstliche Grundaufnahmen der FVA	23
3.2	Untersuchungen zur Siedlungsdichte	24
3.2.1	<i>Erfassung der Brutvögel</i>	24
3.2.2	<i>Erfassung der Bruthöhlen</i>	28
3.2.3	<i>Beobachtungshäufigkeit außerhalb der Brutzeit</i>	29
3.3	Wahl des Substrates zur Nahrungssuche bei stammkletternen Vogelarten	29
3.4	Aufnahme der Bearbeitungsspuren an abgestorbenen Bäumen	31
3.5	Erstellung von Präferenzindizes	32
3.6	Statistische Methoden und Populationsindices	33
4	Ergebnisse	36
4.1	Forstliche Grundaufnahmen in den Untersuchungsgebieten	36
4.1.1	<i>Bechtaler Wald</i>	36
4.1.2	<i>Sommerberg</i>	36

4.1.3	<i>Conventwald</i>	37
4.1.4	<i>Wilder See-Hornisgrinde</i>	38
4.1.5	<i>Hoher und Mittlerer Ochsenkopf</i>	39
4.1.6	<i>Napf</i>	39
4.2	Untersuchungen zur Siedlungsdichte	40
4.2.1	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald</i>	41
4.2.2	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Sommerberg</i>	44
4.2.3	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Conventwald</i>	47
4.2.4	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf</i>	50
4.2.5	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Wilder See</i>	53
4.2.6	<i>Brutvögel im Untersuchungsgebiet Napf</i>	56
4.2.7	<i>Ähnlichkeitsindizes und Diversitäten</i>	59
4.2.8	<i>Vergleich der Gesamtabundanzen und der Registrierungshäufigkeiten</i>	60
4.2.9	<i>Siedlungsdichte der Höhlen- und Freibrüter</i>	63
4.2.10	<i>Erfassung der Bruthöhlen</i>	64
4.2.11	<i>Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit der einzelnen Vogelarten</i>	66
4.2.12	<i>Ergebnisse zu den Beobachtungshäufigkeiten stammkletternder Vogelarten außerhalb der Brutzeit</i>	69
4.3	Zur Rolle von Samen als Winternahrung für Buntspecht und Kleiber	72
4.4	Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche stammkletternder Vögel	73
4.4.1	<i>Gesamtbeobachtungszeiten</i>	73
4.4.2	<i>Nutzung des liegenden Totholzes als Nahrungssubstrat</i>	74
4.4.3	<i>Präferenzen bei der Nutzung lebender und stehender abgestorbener Bäume</i>	75
4.4.4	<i>Nutzung des Totanteils lebender Bäume durch stammkletternde Vogelarten</i>	79
4.5	Bearbeitungsspuren von Spechten an abgestorbenen Bäumen	83
4.5.1.1	<i>Baumartenverteilung, Durchmesser und Stammlängen des stehenden Totholzes</i>	83
4.5.2	<i>Bearbeitungsrate des Totholzes</i>	84
4.5.3	<i>Bearbeitungsintensität des Totholzes bei verschiedenen Baumarten und Durchmesserklassen</i>	85
4.5.4	<i>Abhängigkeit der Zahl der Bearbeitungsspuren vom Zersetzungsgrad</i>	88
5	Diskussion der Ergebnisse	90
5.1	Methodik und Fehlerquellen	90
5.1.1	<i>Flächengröße und Flächenform der Untersuchungsgebiete</i>	90
5.1.2	<i>Untersuchungen zur Siedlungsdichte</i>	91
5.1.3	<i>Untersuchungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten</i>	93
5.1.4	<i>Aufnahme der Bearbeitungsspuren an abgestorbenen Bäumen</i>	94

5.2	Bewertung der Ergebnisse	95
5.2.1	Ähnlichkeitsindizes und Diversitäten	95
5.2.2	Siedlungsdichte der Brutvögel	97
5.2.3	Nutzung des Totholzes als Brutraum	98
5.2.4	Nutzung von Totholz als Nahrungsquelle	100
5.3	Ursachen der unterschiedlichen Häufigkeiten der Vogelarten in den Bann- und Wirtschaftswäldern	103
5.3.1	Spechte	104
5.3.2	Andere Höhlenbrüter	106
5.3.3	Freibrüter	109
5.3.4	Gesamtbetrachtung	111
5.4	Folgerungen für die Praxis	112
6	Zusammenfassung	113
7	Literatur	115
8	Anhang	121
8.1	Reviergrößen	121
8.2	Vergleich der Siedlungsdichten und Artenzahlen	123
8.3	Ähnlichkeitsindizes für alle Flächen	125
8.4	Unterschiede zwischen den Vogelarten bei der Substratwahl zur Nahrungssuche	126

## 1. Einleitung

Das Waldschutzgebietsprogramm der Landesforstverwaltung in Baden-Württemberg verfolgt seit nahezu 90 Jahren den Bestandesschutz von Waldflächen, die der „Natur“ überlassen wurden. In diesen als „Bannwälder“ bezeichneten Waldgebieten ruht jede forstliche Nutzung, sie sind der Entstehung des Urwaldes von morgen gewidmet (DIETRICH et al., 1970). Innerhalb von Baden-Württemberg existieren inzwischen 67 Bannwaldgebiete mit insgesamt 2551 ha Fläche (BÜCKING, 1994). Allein 40 davon wurden im europäischen Naturschutzjahr 1970 ausgewiesen. In vielen Bannwäldern haben sich bereits große Mengen an Totholz akkumuliert, und die Struktur und der Aufbau des Waldes hat sich gegenüber bewirtschafteten Wäldern verändert (BÜCKING et al., 1994). Über den Einfluß dieser Veränderungen in Naturwaldreservaten auf die Vogelwelt ist bisher relativ wenig bekannt (WINTER et al. 1994).

RAUCH (1993) weist in einigen bayrischen Naturwaldreservaten auf einen relativ hohen Anteil an Höhlenbrütern und eine hohe Höhlendichte hin, die durch stehende tote oder anbrüchige Bäume entsteht. Nach LUDER et al. (1983) besteht ein Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Höhlen- und Nischenbrütern und der Stammzahl von stehenden toten Bäumen. SCHERZINGER (1996) stellt eine Korrelation zwischen der Spechtdichte und der jeweiligen Totholzmenge eines Waldes her. Nach UTSCHICK (1991) kann der Totholzanteil eines Waldes durch die veränderten Bestandesstrukturen (Lichtschachteffekt) auch eine Wirkung auf Vogelarten besitzen, die we-

der in Höhlen brüten, noch ihre Nahrung an den abgestorbenen Bäumen suchen. Die zitierten Autoren führten quantitative Analysen der Effekte größerer Totholzvorräte auf die waldbewohnenden Vogelarten durch. Eine vergleichende Studie ähnlicher Waldbestände, in der totholzreiche und totholzarme Gebiete in Bezug auf ihre Avicoenosen miteinander verglichen wurden, existiert bisher nur für ein Bannwaldgebiet in Baden-Württemberg (HOHLFELD 1995).

Im Rahmen einer Dissertation im Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft am Forstzoologischen Institut der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg wurde vom Frühjahr 1994 bis Frühjahr 1997 die vergleichende Studie auf 5 weitere Gebiete ausgedehnt. Insgesamt wurden 6 Bannwälder und 6 vergleichbare, bewirtschaftete Waldflächen im Hinblick auf ihre Besiedelung durch Vögel erforscht und bestehende Unterschiede herausgearbeitet und bewertet. Zur Dokumentation der Unterschiede wurden quantitative Vergleiche der Avicoenosen der Bannwälder mit bewirtschafteten Beständen im Rahmen von Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel durchgeführt. Der Vergleich zwischen Bann- und Wirtschaftswald ließ Rückschlüsse auf die Auswirkungen eines größeren Totholzangebotes bei der Siedlungsdichte der waldbewohnenden Vögel zu.

Das Ziel der Untersuchung war es, die Rolle toter und absterbender Bäume in unterschiedlichen Waldgebieten für die verschiedenen Vogelarten zu klären. Das Habitatalement Totholz wurde sowohl in seiner Funktion als Brutraum für höhlenbrütende Vogelarten, als auch in seiner Funktion als Nahrungsraum für Spechte und stammkletternde Vogelarten untersucht. Die Bedeutung des Totholzangebotes für die Vogelarten, welche in den totholzreichen Bannwäldern eine größere Siedlungsdichte aufwiesen als im totholzarmen Wirtschaftswald, wurde analysiert und bewertet. Der Einfluß der Baumart, des Brusthöhendurchmessers und des Zersetzungsgrades der abgestorbenen Bäume wurde im Hinblick auf die Nutzung zur Nahrungssuche durch stammkletternde Vogelarten untersucht. Auch die Bedeutung liegenden Totholzes bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten wurde ermittelt.

Durch die Auswahl der verschiedenen Untersuchungsgebiete sollten mehrere für Baden-Württemberg repräsentative Waldtypen unabhängig voneinander mit der gleichen Methodik untersucht werden. Zum einen die Eichen-Hainbuchenwälder der tieferen Lagen, dann die typischen montanen Bergmischwälder des Schwarzwaldes und schließlich die hochmontanen Nadelwälder der Schwarzwaldhochlagen. In diesen verschiedenartigen Waldgebieten wurden die Reaktionen der Vogelarten auf das größere Totholzangebot im Bannwald gegenüber dem Wirtschaftswald untersucht. Dadurch läßt sich die ökologische Relevanz des stehenden Totholzes für Höhlenbrüter und stammkletternde Vögel in den einzelnen Waldtypen bewerten.

Die ökologischen Rahmenbedingungen zwischen den einzelnen Waldtypen differieren stark. Nicht nur die Baumartenzusammensetzung, die Waldstruktur und die Menge des jeweiligen Vorrates an Totholz sind sehr unterschiedlich, sondern auch das Vogelartenspektrum und die Abundanzen der Avicoenosen. Die Untersuchung zeigte, daß

eine pauschale Beurteilung des Nutzens von stehendem Totholz für Vögel in Wäldern nicht möglich ist. Eine Bewertung der einzelnen Untersuchungsgebiete kann als Hilfsmittel dienen, um die Rolle des Totholzes für Vögel innerhalb standörtlich und strukturell ähnlicher Waldgebiete abzuschätzen.

Die Ergebnisse der Untersuchung sollen Anregungen für waldbaulich umsetzbare Vogelschutzmaßnahmen im Wirtschaftswald liefern und den Stellenwert der untersuchten Bannwälder für den Vogelschutz im Wald zeigen.

## Danksagung

Zunächst möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. D. EISFELD, dem Leiter des Arbeitsbereiches Wildökologie und Jagdwirtschaft des Forstzoologischen Institutes an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg, für die Betreuung der Arbeit und zahlreiche fruchtbare Diskussionen und Anregungen bedanken.

Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Dr. ALDINGER, dem Leiter der Abteilung Botanik und Standortskunde, und Herrn Dr. BÜCKING, dem Koordinator der Bannwaldforschung Baden-Württemberg, von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württembergs. Beide haben durch ihr Engagement und ihre Einsatzbereitschaft das „Faunistische Bannwaldprojekt“ ins Leben gerufen und für die Finanzierung meiner Dissertation gesorgt. Darüber hinaus standen sie mir mit wohlwollendem Rat zur Seite und unterstützten mich, wo immer es Ihnen möglich war.

Auch meinen Mitarbeitern, Herrn Dipl. Biol. REINHOLD LOCH, Frau Dipl. Biol. BRIGITTE RÖHLER und Herrn Dipl. Forstw. PATRIK THOMAS und den Waldarbeitern der Forstämter Güglingen und Forbach möchte ich an dieser Stelle meinen Dank aussprechen. Nur durch ihre Unterstützung gelang es mir, die erheblichen Datenmengen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche und zu den Bearbeitungsspuren im Totholz zu sammeln.

Ebenso gebührt mein Dank allen Forstamts- und Revierleitern, die mich während meiner Arbeit in den verschiedenen Untersuchungsgebieten unterstützten. Besonders Herrn Ofr. MEYER und Herrn Fdir. NEUKUMM bin ich für ihre Unterstützung und die Bereitstellung von Waldarbeitern für die Erfassungen in ihren Forstämtern dankbar.

Meiner Frau ELVIRA HOHLFELD möchte ich für ihre tatkräftige Unterstützung bei der Erhebung der Daten im Gelände danken, für ihre Hilfe bei der Dateneingabe am Computer und beim Anfertigen der Kartenskizzen.

Darüber hinaus möchte ich allen Kolleginnen und Kollegen der Abteilung Botanik und Standortskunde der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt für ihr freundliches Wohlwollen, ihren Teamgeist und ihre Unterstützung bei der Lösung der verschiedensten Probleme danken.

## Die Untersuchungsgebiete

Bei der Auswahl der Flächen wurden verschiedene Höhenstufen von planar bis hochmontan als typische Waldstandorte Baden-Württembergs mit jeweils typischen Waldgesellschaften gewählt (siehe Tab. 2). Die einzelnen Gebiete verteilen sich über die westlichen Landesteile, wobei der Schwarzwald mit 4 von 6 Gebieten überrepräsentiert ist (siehe Abb.1). In manchen Untersuchungsgebieten entsprechen die Wälder noch den vermuteten ursprünglichen Waldverhältnissen, bei anderen handelt es sich um anthropogen stark veränderte Sekundärwälder. Alle ausgewählten Waldgebiete weisen ein durchschnittliches Bestandesalter von mehr als 100 Jahren auf. Entweder befinden sich die Bestände noch in ihrer Optimalphase in Form ein- oder mehrschichtiger Hallenbestände oder am Beginn ihrer Zerfallsphase mit durch Einzelbaumsturz entstandenen Lücken (vgl. LEIBUNDGUT 1981, REMMERT 1991). Jedes Untersuchungsgebiet beinhaltet eine Bannwaldfläche und eine Vergleichsfläche im Wirtschaftswald, die dem Bannwald hinsichtlich Höhenlage, Orographie und Baumartenzusammensetzung möglichst ähnlich ist. Die Flächenpaare weisen mindestens einen Abstand von 1000 m Luftlinie zueinander auf.

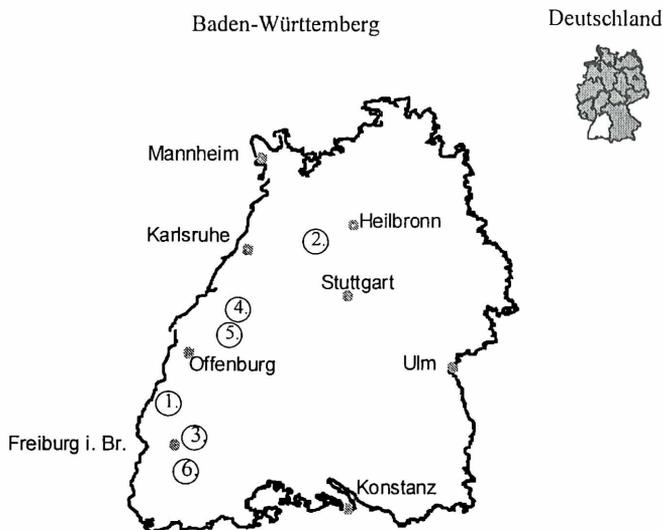


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete in Baden-Württemberg

Tab. 1. Koordinaten und TK-Blattnummer der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsfläche	Gaus-Krüger Koord. Rechtswert	Gaus-Krüger Koord. Hochwert	Nummer der TK 1:25000
1. <b>Bechtaler Wald</b>			
Bannwald	3401670	5343510	7712
Wirtschaftswald	3403900	5339550	7712
2. <b>Sommerberg</b>			
Bannwald	3492240	5433760	6919
Wirtschaftswald	3499150	5432149	6919
3. <b>Conventwald</b>			
Bannwald	3422850	5321050	7913
Wirtschaftswald	3421750	5321700	7913
4. <b>Wilder See-Hornisgrinde</b>			
Bannwald	3443800	5382050	7415
Wirtschaftswald	3441632	5385131	7415
5. <b>Ochsenkopf</b>			
Bannwald	3446560	5389960	7315
Wirtschaftswald	3446050	5388750	7315
6. <b>Napf</b>			
Bannwald	3424390	5305640	8113
Wirtschaftswald	3423000	5304300	8113

### 2.1.1. Bechtaler Wald

Der Bechtaler Wald liegt in der Oberrheinebene zwischen Breisach und Kehl bei der Gemeinde Weisweil im forstlichen Wuchsgebiet Oberrheinisches Tiefland (siehe Karte 1). Bei relativ mildem Klima und einer eher geringen Niederschlagsmenge befindet sich hier ein sehr baumartenreicher Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*). Er wurde nach Unterlagen der Forsteinrichtung in den letzten 200 Jahren zunächst als Mittelwald mit nur 30-jähriger Umtriebszeit genutzt. Seit Ende des 19. Jahrhunderts nahm der Holzvorrat stark zu, da die Bestände zunehmend in Hochwald umgewandelt wurden.

Die 1970 ausgewiesene Bannwaldfläche grenzt mit fast der Hälfte ihres Westrandes unmittelbar an die Feldflur und ist starken Randeinflüssen ausgesetzt, da sich der Übergang abrupt und ohne ausgeprägten Waldsaum vollzieht (siehe Foto 1). Im Bannwald sind neben der typischen Variante des Eichen-Hainbuchenwaldes (*Stellario-Carpinetum*) noch Fazies mit Bärlauch (*Allium ursinum*), mit der Zittergras-Segge (*Carex brizoides*) und mit der Goldnessel (*Lamium galeobdolon*) von flächiger Bedeutung (BÜCKING 1989). Die Strauchschicht ist durch kleinflächige Bestandeslücken gut ausgeprägt und artenreich. Sie besteht aus Bergahorn, Spitzahorn, Weißdorn, Schwarzem Holunder, Hasel, Pfaffenhütchen, Heckenkirschen und Hundsröse.

Tab. 2: Charakteristika der einzelnen Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet	Lage , Höhe. ü. NN, Temperatur, Niederschlag
1. Bechtaler Wald Bannwald (13 ha) Wirtschaftswald (23 ha)	Oberrhenebene; 170 m Jahresdurchschnitttemp. 9,9° C. Jahresniederschlag 700 mm
Sommerberg Bannwald (12 ha) Wirtschaftswald (18ha)	Neckarland; 340-400m Jahresdurchschnittstemp. 8,4° C Jahresniederschlag 790 mm
3. Conventwald Bannwald (16 ha) Wirtschaftswald (23 ha)	Mittl. Schwarzwald; 700-860 m Jahresdurchschnittstemp. 6,6° C Jahresniederschlag 1390 mm
4. Wilder See- Hornisgrinde Bannwald (32 ha) Wirtschaftswald (22 ha)	Nördlicher Schwarzwald 780-910 m Jahresdurchschnittstemp. 5-6° C Jahresniederschlag 2000 mm
5. Hoher und Mittlerer Ochsenkopf Bannwald (23 ha) Wirtschaftswald (23 ha)	Nördlicher Schwarzwald 1010 - 1050 m Jahresdurchschnittstemp. 4,8° C Jahresniederschlag 2000 mm
6. Napf Bannwald (20 ha) Wirtschaftswald (15 ha)	Südlicher Schwarzwald 1070 - 1360 m Jahresdurchschnittstemp. 4,4° C Jahresniederschlag 1980 mm

## Geologie und Standort

## Waldgesellschaft

Pleistozäne Schotter und Lehmüberdeckung, Lehm- und Lehmsande der Rhein-Niederterasse

Stieleichen-Hainbuchenwald, ca. 100 bis 190-jährig

Mittlerer Keuper. Ton, Ton- und Tonlehmhänge

Stieleichen- Hainbuchenwald  
Waldlabkraut-Traubeneichen  
Hainbuchenwald und Hainsimsen-  
Buchenwald, ca. 160 jährig

Paragneise, Lehmige Grusböden und Hänge und Quellbereich mit anschließenden Bach

Hainsimsen-Buchenwald (mit Tanne)  
Silikat-Buchen-Tannenwald  
ca. 130 - 180 jährig

Mittlerer Buntsandstein. Hochlagen Karwände und Wälle, Grinde, Moor

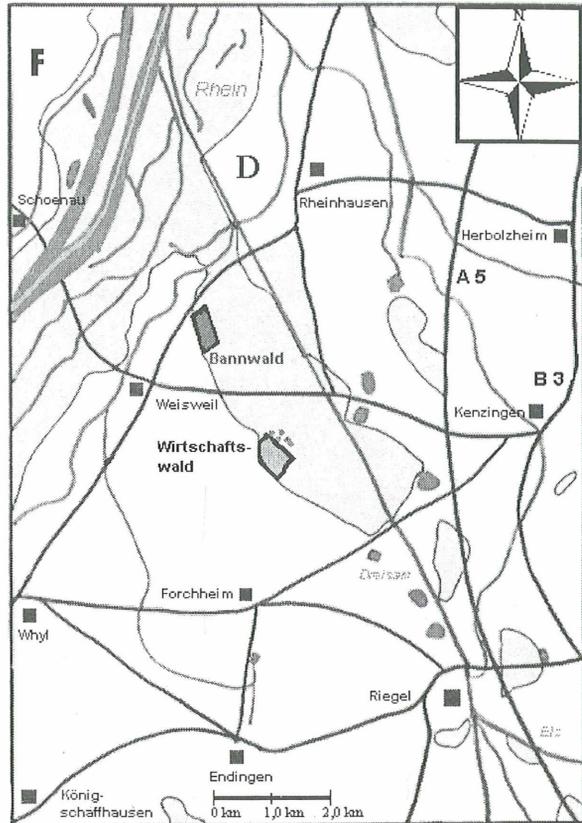
Fichtenreiche Bestände anstelle von Hainsimsen-Buchenwald, Hainsimsen-Tannenwald, Beerenstrauch-Tannenwald und Moorrand-Kieferwald, Sukzession nach Brand seit 1800, ca. 180 jährig

Mittlerer Buntsandstein, Sandige Hochlagen und Hänge

Fichtenreiche Bestände anstelle von Beerstrauch-Tannenwald (reich an Kiefer, Bergkiefer und Fichte), Moorrand-Kieferwald und Rasenbinsen-Gesellschaften, Grinden, Sukzession von Weide seit 1880, ca. 120 jährig

Mischgneise. Hochlagen, Sommer-, Winter- und Blockhänge

Großfläche fichtenreiche Bestände anstelle von Hainsimsen-Buchenwald, Ahorn-Buchenwald, Hainsimsen-Tannenwald und wenig Peitschenmoos-Fichtenwald, ca. 150 jährig



Karte 1. Lage des Bann- und Wirtschaftswaldes im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald in der Oberrheinebene. (Vorlage Maßstab 1: 50 000)

Die Wirtschaftswaldfläche befindet sich etwa 2 km südwestlich ebenfalls im Waldgebiet des Bechtaler Waldes. Auch diese Fläche grenzt mit ihrer Westseite ohne ausgeprägten Waldsaum an die offene Feldflur. Die Randeinflüsse spielen eine ähnlich große Rolle wie im Bannwald. Der Ausprägungsgrad der Strauchschicht ist geringer als im Bannwald, aber ähnlich artenreich, der Bestand ist einheitlicher und ohne Lücken durch den Ausfall herrschender Bäume. Auch die Vergleichsfläche ist dem Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) zuzuordnen. In der Krautschicht dominiert die Zittergras-Segge (*Carex brizoides*) auf dem größten Teil der Fläche. In der Baumschicht weist der Wirtschaftswald im Gegensatz zum Bannwald einen gewissen Anteil an Winterlinden auf.

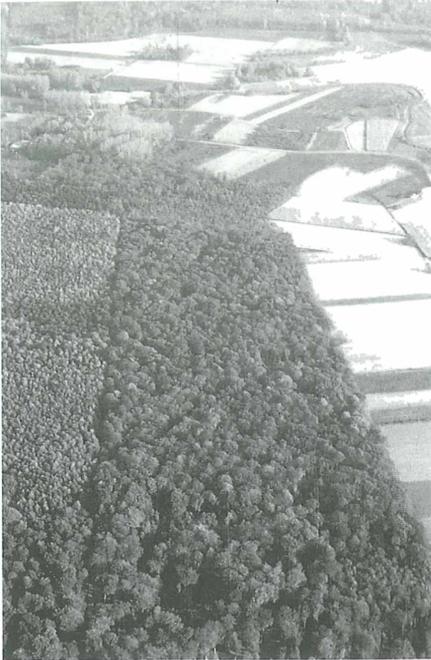


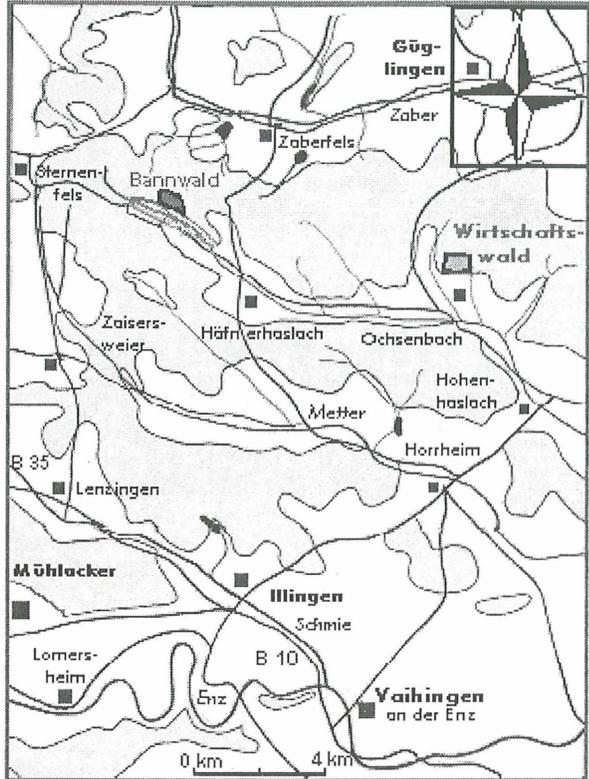
Foto 1. Luftaufnahme des Bannwaldes Bechtaler Wald (K.GEIS)

### 2.1.2 Sommerberg

Das Untersuchungsgebiet Sommerberg liegt in der Schichtstufenlandschaft des Strombergtales zwischen den Gemeinden Sternenfels und Ochsenbach im forstlichen Wuchsgebiet Neckarland (siehe Karte 2). Durch die kolline Lage ist es etwas kühler und niederschlagsreicher als in der Oberrheinebene. Nach den Vegetationsaufnahmen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt wird das Untersuchungsgebiet Sommerberg durch Eichen-Hainbuchenwälder (*Stellario-* und *Galio-Carpinetum*) in frischer und trockener Variante geprägt. Es sind auch Übergänge zu bodensaurem Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) vorhanden. Im vorigen Jahrhundert noch als Mittelwälder mit nur 30jähriger Umtriebszeit bewirtschaftet, wurden die Flächen in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts in Hochwald überführt und sind entsprechend vorratsreich.

Die 1970 ausgewiesene Bannwaldfläche zieht sich an einem nach Südosten exponierten Hang hinauf, der eine mittlere Neigung von 7° aufweist. Sie grenzt an der Südseite an ein offenes Wiesental mit feuchtigkeitsgeprägten Hochstaudenfluren, Großseggenbeständen und einem mäandernden Bach mit Weiden- und Weißdorngebüsch. Der Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) mit der großen Sternmiere (*Stellaria holostea*) und der Frühlings-Hainsimse (*Luzula pilosa*) besiedelt den Hangfuß, der

trockenere Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum*) mit dem Waldlabkraut (*Galium sylvaticum*) und Dornsträuchern die tonreichen Oberhänge. Die relativ schwach ausgeprägte Strauchschicht besteht aus Weißdorn, Hasel, Hundsrose und Traubenkirsche. In der von Hainbuchen, Rotbuchen und Traubeneichen geprägten Baumschicht fallen einzelne Elsbeeren auf.



Karte 2. Lage des Bann- und Wirtschaftswaldes im Untersuchungsgebiet Sommerberg im Strombergtal. (Vorlage Maßstab 1: 100 000)

Die Wirtschaftswaldfläche liegt etwa 6 km westlich im Strombergtal, direkt oberhalb der Gemeinde Ochsenbach. Sie zieht sich an einem südexponierten Hang hinauf und weist eine mittlere Neigung von  $10^\circ$  auf. Der Waldrand im Süden grenzt unmittelbar an Rebterrassen und Gartenanlagen. Der Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) mit der großen Sternmiere (*Stellaria holostea*), geht an den weiter vom Waldrand entfernten Bereichen in einen Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) mit nur spärlicher Krautschicht und der namensgebenden weißen Hainsimse (*Luzula luzuloides*) über (siehe Foto 2). Die nur an den Bestandesrändern gut ausgeprägte Strauchschicht besteht aus Feldahorn, Weißdorn und Rosen. In der Baumschicht do-

miniert die Buche stärker als im Bannwald, die Hainbuche tritt dagegen deutlich zurück und vereinzelt Kiefern kommen hinzu. Wie im Bannwald sind einzelne Elsbeeren im Bestand vorhanden.

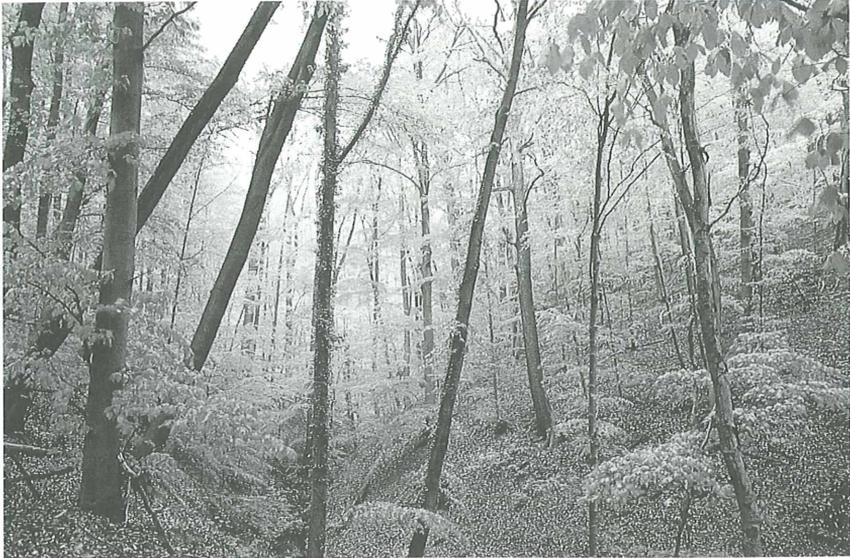


Foto 2: Buchenreiche Klinge im Wirtschaftswald Sommerberg.

### 2.1.3 Conventwald

Das Untersuchungsgebiet Conventwald liegt an den Hängen des Dreisamtales bei Stegen und Hinterschbach im forstlichen Wuchsgebiet Schwarzwald (siehe Karte 3). Die montane Lage bedingt ein kühles Klima und sorgt für höhere Niederschläge. Die Waldstücke liegen nach Südosten bzw. Südwesten zum Dreisamtal hin exponiert, die mittlere Hangneigung beider Flächen beträgt  $24^\circ$ . Der auf beiden Flächen gedeihende Buchen-Tannenwald erweist sich als verhältnismäßig artenarm (ELLENBERG 1986, OBERDORFER 1992). Pollenanalytische Daten aus den nächstgelegenen Mooren im atlantisch geprägten Klimabereich zeigen, daß die Waldgesellschaft dieses Standortes wahrscheinlich der potentiellen natürlichen Vegetation entspricht.

Die Bannwaldfläche wurde 1970 ausgewiesen, sie zieht sich einen steilen Berghang hinauf, wobei der Bergkamm die obere Begrenzung bildet. Im mittleren Hangbereich entspringen mehrere Quellen und bilden einen steil eingeschnittenen Dobel (Foto 3). Die Fläche ist vollständig in die meist nadelholzreichen umliegenden Wälder einge-



nenwald (*Abieti-Fagetum*) mit der Waldschwingel- (*Festuca altissima*) Fazies vor. Nutzungsbedingt ist der Wirtschaftswald insgesamt lichter als der Bannwald und der Deckungsgrad der Krautschicht deutlich größer. Im frischen bis feuchten Bereich des Bachtälchens findet sich kleinflächig Sternmieren-Schwarzerlenauwald (*Stellari-Alnetum*). Der Deckungsgrad der Strauchschicht ist noch geringer als im Bannwald, sie besteht aus Stechpalmen, Buchen-, Tannen- und Schwarzerlenverjüngung. Der Tannenanteil der Baumschicht ist größer als im Bannwald und die Schwarzerle tritt stellenweise hinzu, ansonsten gibt es kaum Unterschiede.

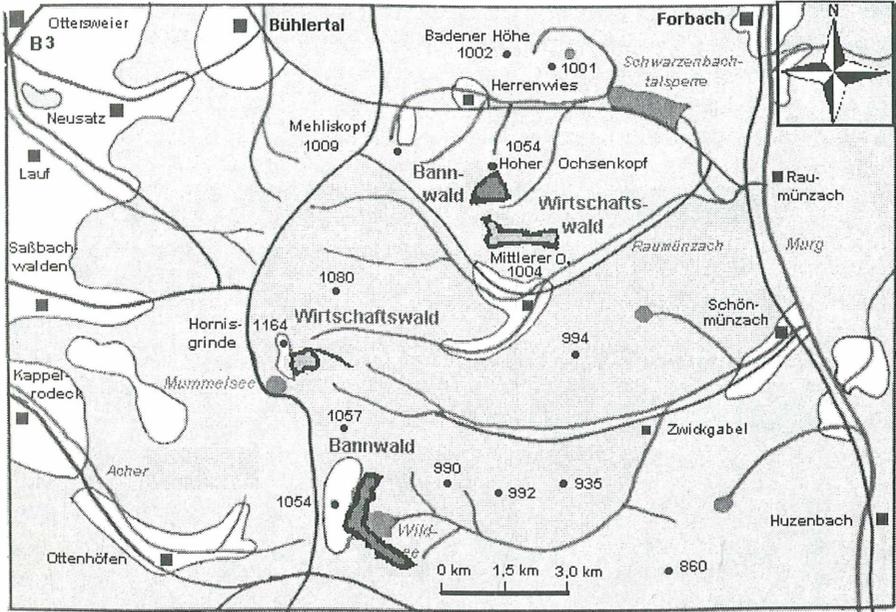


Foto 3. Gestürzte Tanne im Bannwald Conventwald

#### 2.1.4 Wilder See - Hornisgrinde

Das Untersuchungsgebiet Wilder See liegt an den steilen Hängen der Karwände bei der Hornisgrinde, dem höchsten Berg des Nordschwarzwaldes, im forstlichen Wuchsgebiet Schwarzwald (Karte 4). Die Flächen befinden sich relativ nahe an der Schwarzwaldhochstraße und den Skihängen Seibelseckle und Ruhestein, sie liegen jedoch an der Ostflanke der ins Murgtal hin abfallenden Berge. Die ostexponierten Hänge weisen eine mittlere Neigung von  $22^\circ$  auf. Die montane bis hochmontane Lage bedingt ein kühles Klima und sorgt für hohe Niederschläge. In diesem anthropogen durch

Fichten geprägten Gebiet mit schneereichen Wintern weisen Pollenanalysen, für die Zeit vor beachtlichem menschlichen Einfluß, auf einen Buchen-Tannen-Wald mit hohem Kiefernanteil hin (SCHLENKER & MÜLLER 1978).



Karte 4. Lage der Untersuchungsflächen innerhalb der Bann- und Wirtschaftswälder der Untersuchungsgebiete Wilder See-Hornisgrinde und Hoher und Mittlerer Ochsenkopf im Nordschwarzwald. (Vorlage Maßstab 1: 50 000)

Der Bannwald Wilder See-Hornisgrinde wurde bereits 1911 als ältestes Waldschutzgebiet Deutschlands ausgewiesen. Er umgibt mit 84 ha Größe den Wildsee und erstreckt sich über die dahinter aufragende steile Karwand bis zu den mit Legföhren bestockten Grindenhochflächen. Das ornithologische Untersuchungsgebiet beschränkte sich auf die Fichten-Tannenbestände (*Luzulo-Abietetum*) längs der Karwand und im östlichen Bannwaldteil (Foto 4). Die vermoorten Grindenbereiche wurden nicht bearbeitet.

In der Karwand treten Fazies mit dem Breitblättrigen Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) und der Waldhainsimse (*Luzula sylvatica*) auf. Die Strauchschicht ist nur mäßig ausgeprägt und besteht aus Fichten- und Tannenverjüngung. In der Baumschicht dominiert klar die Fichte, Tannen und Buchen sind ebenfalls beteiligt, vereinzelt tritt auch die Kiefer auf.

Die Fläche im Wirtschaftswald liegt 7 km nördlich des Bannwaldes und zieht sich über einen steilen Hang hinauf zu den waldfreien Hochflächen der Hornisgrinde. Sie besteht praktisch aus einem reinen Fichtenaltbestand, der, infolge von Durchforstungen, schon Lücken aufweist. Breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Alpen-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und die Waldhainsimse (*Luzula sylvatica*) kennzeichnen die Krautschicht, an vernässten Stellen kommen auch Torfmoose vor. Die Ausprägung der Strauchschicht ist eher gering, sie besteht aus Fichten- und etwas Tannenverjüngung. Buchen und Tannen kommen hier neben der Fichte nur noch vereinzelt vor.

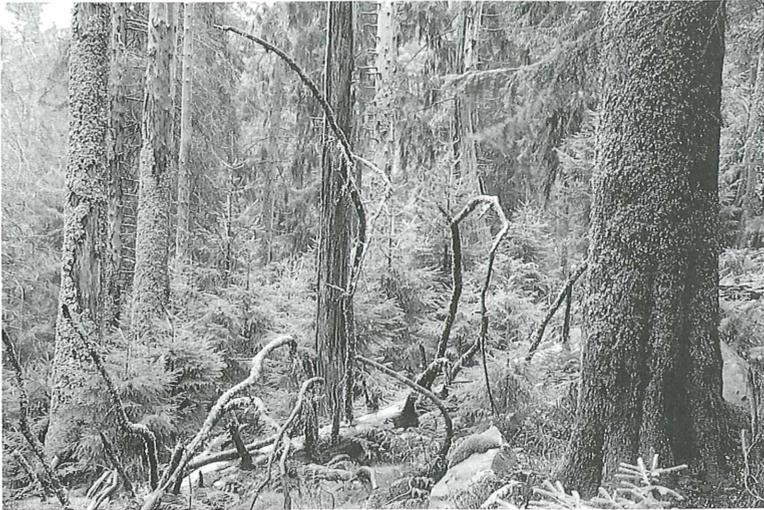


Foto 4. Fichtennaturverjüngung im Bannwald Wilder See

### 2.1.5 Hoher und Mittlerer Ochsenkopf

Das Untersuchungsgebiet Hoher und Mittlerer Ochsenkopf liegt im teilweise vermoorten Grundenbereich auf abgeflachten Bergkuppen im nördlichen Teil des forstlichen Wuchsgebietes Schwarzwald (siehe Karte 4). Die Region befindet sich südlich von Herrenwies, nördlich von Hundsbach und östlich der Schwarzwaldhochstraße beim Hundseck. Die hochmontane Lage am Westabfall des Schwarzwaldes bedingt ein kaltes Klima und hohe Niederschläge mit schneereichen Wintern (siehe Foto 5). Die mittlere Neigung der Flächen beträgt zwischen 2° und 3°. Die gesamte Region wurde anthropogen durch Fichtenaufforstungen im vorigen Jahrhundert geprägt. Die heutige Waldbestockung der Untersuchungsflächen ging aus der Sukzession ehemali-

ger Weideflächen hervor, wobei in den Hochlagen die Bergkiefer mit eingebracht wurde. Von außen einfliegende Fichtensamen sorgten für einen hohen Fichtenanteil an der aktuellen Baumartenzusammensetzung.

Die Ergebnisse der forstlichen Strukturaufnahmen zeigen, daß Kiefern und Legföhren zugunsten der Fichte immer weiter zurückgedrängt wurden und werden.

Die Bannwaldfläche auf der Kuppe des Hohen Ochsenkopfes wurde 1970 mit 41 ha Größe ausgewiesen. Das ornithologische Untersuchungsgebiet umfasst nur die Hälfte dieser Fläche. Die Fläche fällt zu den Rändern nach Westen, Norden und Süden hin ab, ist aber in ihrem Inneren in weiten Bereichen eben. Die ungeschützte Lage auf einer nach Westen zur Rheinebene offenen Bergkuppe bedingt zahlreiche Niederschläge und häufige Stürme. Der größte Teil der Fläche besteht aus Fichtenwald (*Bazzanio-Piceetum*), aber an vermoorten Stellen tritt immer wieder Kiefernwald (*Pino-Mugo-Sphagnetum*) im Übergang zu Feuchtheiden auf. Die Krautschicht wird geprägt durch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Pfeifengras (*Molinia spec.*). An vermoorten Stellen finden sich auch verschiedene Torfmoose. Die Strauchschicht ist entlang der vermoorten Bereiche vor allem durch Legföhren- und Fichtennaturverjüngung ausgebildet. In der Baumschicht dominieren Fichten, Kiefern und Legföhren. Birke, Tanne und Eberesche sind gering beteiligt.

Die Wirtschaftswaldfläche auf der Kuppe des Mittleren Ochsenkopfes liegt etwa 1 km südöstlich des Bannwaldes und 40 Höhenmeter tiefer. Die gesamte Fläche ist nahezu eben. Diese als Schonwald ausgewiesene Grindenregion liegt um Missen-Naßkerne herum. Sie ist in ihrem Inneren aufgelichtet. Die Fichten wurden zurückgedrängt und die Kiefern gefördert. An den Rändern der Untersuchungsfläche sind teilweise größerflächige Kahlhiebe durchgeführt worden. Obwohl der größte Teil der Fläche Fichtenwald (*Bazzanio-Piceetum*) ist, liegt der Anteil an Kiefernwald (*Pino-Mugo-Sphagnetum*) doch deutlich höher als im Bannwald. Die Ausprägung der Krautschicht wird durch die offenen Bereiche verändert. Dort finden sich große Pfeifengras-Borstgrasbestände (*Molinia-Nardus*-Gesellschaft). Die Strauchschicht besteht überwiegend aus Fichtennaturverjüngung. In der Baumschicht spielt die Kiefer eine deutlich wichtigere Rolle als im Bannwald, dafür ist die Legföhre kaum vertreten. Die Fichte ist auch hier dominierend, Birke, Tanne und Eberesche sind nur gering beteiligt.

### 2.1.6 Napf

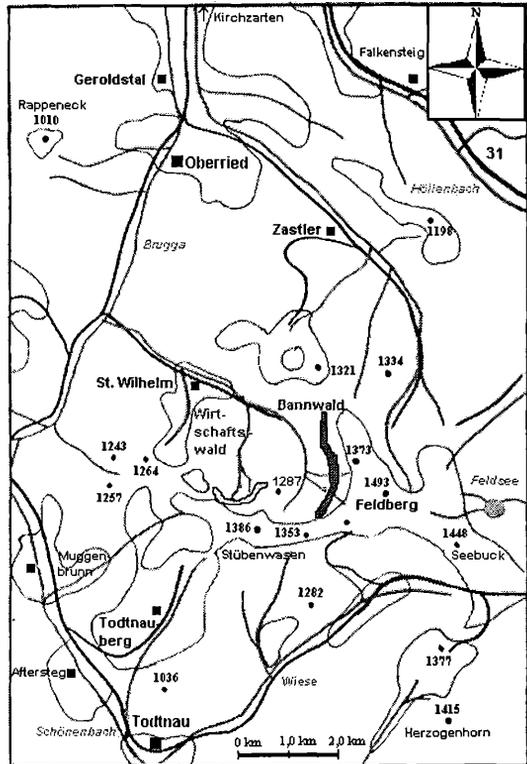
Das Untersuchungsgebiet Napf liegt an den steilen Hängen direkt unterhalb des Feldberggipfels im südlichen Teil des forstlichen Wuchsgebietes Schwarzwald und stellt damit eines der höchstgelegenen Waldgebiete Baden-Württembergs dar (siehe Karte 5). Die hochmontane Lage bedingt ein kühles Klima und hohe Niederschläge. Die Wälder des Untersuchungsgebietes sind durch Fichten-Tannen-Buchenbestände

(*Luzulo-Abietetum*) geprägt, bis in höchste Lagen hinein treten Bergahorn, Buche und Weißtanne konstituierend auf.



Foto 5: Winter im Bannwald Hoher Ochsenkopf

Teilbereiche der Bannwaldfläche wurden bereits 1955 ausgewiesen, heute umfaßt der Bannwald 140 ha (siehe Foto 6). Das ornithologische Untersuchungsgebiet umfaßt einen schmalen, 100 m breiten Streifen, der von einem Wanderpfad, dem alpinen Steig, in zwei Hälften geteilt wird und den ganzen alten Bannwaldteil über mehrere Kilometer durchschneidet. Der Streifen durchzieht einen westexponierten steilen Hang mit einer mittleren Neigung von 37°. Die Steilheit und Unzugänglichkeit der felsigen Hänge machen es unmöglich, eine andere Flächenform zu wählen. Die Untersuchungsfläche zieht sich mehr oder weniger hangparallel im Oberhangbereich durch einen Fichten-Tannen-Buchenwald (*Luzulo-Abietetum*), der entlang der Bachläufe und unterhalb quelliger Standorte streifenweise von Bergahorn-Buchenwald (*Aceri-Fagetum*) durchzogen ist. In der Krautschicht sind neben der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) typische Nadelwaldbewohner wie der Rippenfarn (*Blechnum spicant*) und das Moos *Rhytidiadelphus loreus* zu finden, an feuchteren Stellen auch subalpine Hochstaudenfluren mit Grauem Alpendost (*Adenostyles alliariae*), Alpenmilchlattich (*Cicerbita alpina*) und Weißer Pestwurz (*Petasites albus*). Die Strauchschicht ist nur spärlich ausgebildet und besteht vor allem aus Fichten- und Tannenverjüngung. In der Baumschicht dominiert die Fichte. Buche, Bergahorn und Tanne sind nur in kleinen Anteilen vorhanden, die Eberesche kommt nur vereinzelt vor.



Karte 5. Lage der Untersuchungsflächen innerhalb des Bann- und Wirtschaftswaldes im Untersuchungsgebiet Napf im Südschwarzwald. (Vorlage Maßstab 1: 50 000)

Die Wirtschaftswaldfläche befindet sich etwa 2 km Luftlinie weiter westlich an einem steilen nach Nordwesten hin exponierten Hang mit einer mittleren Neigung von 32°. Der größte Teil des Wirtschaftswaldes ist reiner Fichtenaltbestand, der infolge von Durchforstungen stellenweise bereits größere Lücken aufweist. An diesen Stellen ist die Krautschicht durch die Waldhainsimse (*Luzula sylvatica*) gekennzeichnet. Entlang feuchter Rinnen gibt es auch kleinflächige Bereiche mit Bergahorn-Buchenwald (*Aceri-Fagetum*). An weniger verlichteten Stellen ist auch der Rippenfarn (*Blechnum spicant*) zu finden, Hochstaudenfluren mit Grauem Alpendost (*Adenostyles alliaria*), Alpenmilchlattich (*Cicerbita alpinum*) und weißer Pestwurz (*Petasites albus*) kommen in geringerer Ausprägung vor als im Bannwald.

Die Strauchschicht ist nur sehr schwach ausgeprägt und besteht überwiegend aus Fichtenverjüngung. In der Baumschicht sind die Gesamtanteile der Fichte deutlich höher als im Bannwald, Tanne, Buche und Bergahorn treten in ihrer Häufigkeit gegenüber der Fichte zurück.

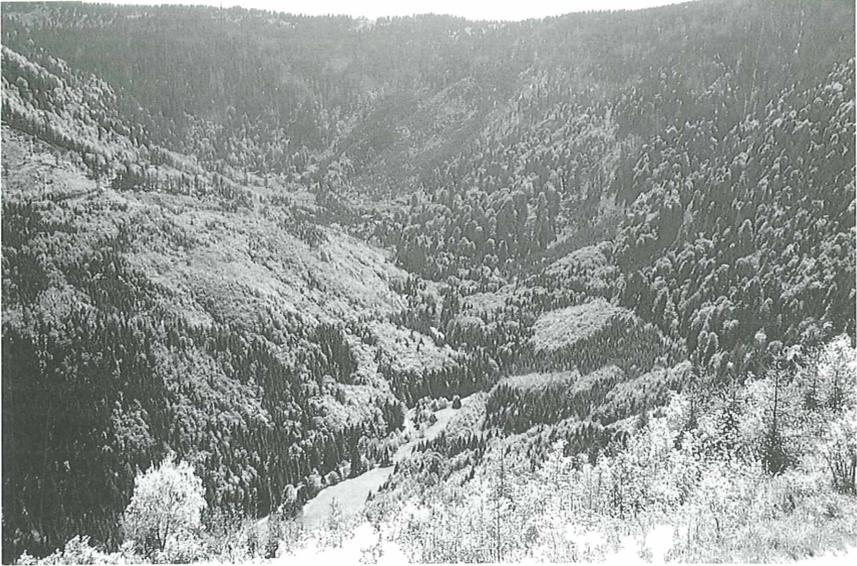


Foto 6. Bannwald Napf im St.Wilhelmer Tal

### 2.1.7 Flächengröße und Form der Untersuchungsgebiete

Die gewählten Flächengrößen schwankten zwischen 12 und 32 Hektar. Die Größenunterschiede einzelner Flächenpaare waren jedoch nicht größer als maximal 10 Hektar. Die ermittelten Brutreviere wurden auf die Vergleichsbasis von 10 ha umgerechnet. Um die Flächengröße zu erhalten, wurde die jeweilige Hangneigung mit berücksichtigt. Dazu wurde auf allen Flächen jeweils 50 mal die Differenz zwischen zwei Höhenlinien auf der topographischen Karte gemessen, wobei die Meßlinie im Winkel von 90° zu den Höhenlinien verlief. Über den Satz des Pythagoras ließ sich die tatsächliche Höhendifferenz im Gelände errechnen. Der Mittelwert der 50 Stichproben ergab den Multiplikationsfaktor zur Ermittlung der realen Flächengröße. Bei der Abgrenzung der Probeflächen nach außen wurden vorhandene Strukturen, wie Wald- und Holzabfuhrwege oder Abteilungsgrenzen, als Grenzlinien verwendet. Die Bannwälder Hoher Ochsenkopf, Wilder See und Napf waren zu groß, um vollständig erfaßt zu werden, sie wurden nur in Teilbereichen kartiert. Die Tabellen zur Siedlungsdichte der Brutvögel geben demzufolge nicht die Gesamtsituation dieser Bannwälder wieder, sondern nur die Verhältnisse des bearbeiteten Ausschnittes. Beim Flächenpaar im Untersuchungsgebiet Napf wurde, wegen der Unzugänglichkeit und Steilheit des Geländes, die Flächenform verändert. Während normalerweise

die Flächenform mehr oder weniger rechteckig und von mehreren Transekten durchzogen war, gab es im Untersuchungsgebiet Napf nur ein einziges Transekt auf etwa gleicher Höhe. Der bearbeitete Bereich links und rechts des Transektes war etwa 50 Meter breit, dadurch ergab sich ein 100 m breiter, im Wirtschaftswald 3 und im Bannwald 4 Kilometer langer schmaler Streifen. Diese Änderung der Flächenform führte zu einer Veränderung der durchschnittlich aufgenommenen Revierzahlen. Sie erhöhte sich deutlich (siehe auch Kapitel 5.1.1). Da direkte Vergleiche jedoch nur innerhalb der jeweils einheitlich bearbeiteten Flächenpaare gezogen wurden, spielten diese Veränderungen in der Auswertung nur eine geringe Rolle.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1 Forstliche Grundaufnahmen der FVA

Die forstliche und strukturelle Aufnahme der Waldbestände in allen Untersuchungsgebieten erfolgte auf Probekreisen, die in einem regelmäßigen Raster angelegt wurden. Sie waren je nach Lage und Bestockung zwischen 0,05 ha und 0,1 ha groß. Von jedem Probekreismitelpunkt wurden die Gaus-Krüger Koordinaten, die Hangneigung und die Exposition gemessen. Dabei wurden alle im Randbereich der Untersuchungsgebiete liegenden Probekreise nicht berücksichtigt, so daß eine 30 Meter breite Pufferzone an Rändern und Forststraßen entstand. Dadurch sollten Randeffekte in der Beurteilung der Waldvegetation ausgeklammert werden. Insgesamt wurden etwa 30% der jeweiligen Untersuchungsflächen durch das Stichprobenverfahren bearbeitet.

Dieser systematische Ansatz soll vergleichbare Aussagen über die einzelnen Gebiete liefern. Innerhalb der Probekreise wurde jeder einzelne Baum ab 7 cm Brusthöhdurchmesser sowohl stehend als auch liegend von Mitarbeitern der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt genau vermessen. Baumart, Höhe, Brusthöhdurchmesser, Schichtzugehörigkeit, Vitalität, Entwicklungstendenz und Zersetzungsgrad wurden aufgenommen. Darüber hinaus erfolgten Aufnahmen zur Situation der Verjüngung innerhalb der Probekreise. Die gewonnenen Daten umfassen Informationen über den Waldaufbau und die Verteilung der Bäume innerhalb der Stichprobekreise. Die Ergebnisse der Grundaufnahmen liefern wichtige Referenzdaten zur Beschreibung der einzelnen Untersuchungsgebiete und zu quantitativen Unterschieden im Derbholzvorrat, im Totholzanteil und der Baumartenzusammensetzung zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen. Sie ermöglichen einen strukturellen Vergleich der einzelnen Bann- und Wirtschaftswälder. Bestehende Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur werden dokumentiert.

Ein statistisch gesicherter Vergleich der untersuchten Bann- und Wirtschaftswälder aufgrund von Extrapolationen der Ergebnisse aus den Probekreisenaufnahmen auf die Gesamtfläche ist jedoch nicht immer möglich. Die Unterschiede zwischen den ein-

zelen Probekreisen sind oft erheblich und die Standardabweichungen der Ergebnisse dementsprechend hoch.

### 3.2 Untersuchungen zur Siedlungsdichte

Die ornithologischen Untersuchungen umfaßten die Aufnahme der Siedlungsdichte der Brutvögel auf den 12 Flächen nach der üblichen Methode (OELKE 1980, BIBBY et al. 1992, GNIELKA 1990, TOMIALOJC 1980). Durch die zusätzliche Anwendung spezieller Methoden wurden auch die schwer erfassbaren Arten berücksichtigt (OELKE 1975) und damit das gesamte Artspektrum der Brutvögel erfaßt. Die Daten wurden sowohl zur Ermittlung der Registrierungshäufigkeiten der einzelnen Arten während der Brutzeit verwendet, als auch zur Zuordnung der Reviere nach der Methode der Revierkartierung.

Während der Brutperioden wurden außerdem durch gezielte Beobachtung der höhlenbrütenden Vogelarten die Höhlenbäume in den totholzreichen Untersuchungsgebieten erfaßt.

Unabhängig von den Aufnahmen zur Siedlungsdichte wurde außerhalb der Brutzeit in 7 Flächen die Häufigkeit pro Stunde bei den stammkletternden Vogelarten registriert. Sie liefert eine Aussage zur Abundanz der beobachteten Arten in den bearbeiteten Gebieten.

#### 3.2.1 Erfassung der Brutvögel

Die Erhebungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel wurden von 1992 bis 1996 in den verschiedenen Untersuchungsgebieten durchgeführt (siehe Tab. 3). Die Aufnahmen in den Bann-/Wirtschaftswaldpaaren, die direkt miteinander verglichen wurden, erfolgten im gleichen Jahr. Dadurch wurden klimabedingte Abundanzschwankungen weitgehend ausgeschlossen. Alle Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel wurden vom gleichen Bearbeiter mit der gleichen Methode durchgeführt.

Jeweils im Abstand von 50 Metern wurden Transektlinien im Gelände markiert (vgl. HOHLFELD 1995). Die eigentliche Kartierung wurde in den Monaten April-Juni durchgeführt. Dabei gab es im Untersuchungsgebiet Conventwald 10 Morgen- und 5 Abendbegehungen, in allen anderen Untersuchungsgebieten 8 Morgen- und 2 Abendbegehungen pro Fläche. Darüber hinaus wurden in jeder Fläche mindestens zweimal nachts Eulen und Waldschnepfen verhört. Der Zeitaufwand pro Begang lag zwischen 3 und 5 Stunden. Bei einsetzendem Regen wurde der Begang abgebrochen und nicht gewertet. Er wurde an einem anderen Tag wiederholt. Die Morgenbegehungen begannen vor Sonnenaufgang, sobald die Lichtverhältnisse ein Ansprechen der Vögel

mit dem Fernglas zuließen. Die Abendbegehungen endeten bei Einbruch der Dunkelheit.

Tab. 3. Aufnahmezeitpunkte der Siedlungsdichte der Brutvögel

Untersuchungsgebiet	1992	1994	1995	1996
Conventwald				
Bechtaler Wald				
Sommerberg				
Hoher Ochsenkopf				
Wilder See				
Napf				

Bei jeder Begehung wurden ein Fernglas (7x42) und eine Karte der jeweiligen Fläche mitgeführt. Als Kartierungsgrundlage wurden forstliche Grundkarten im Maßstab 1:2500 benutzt. Sie wurden je nach Flächengröße stark vergrößert und im DIN A 3 Format bearbeitet, um die einzelnen Vogelregistrierungen problemlos einzeichnen zu können. Die Vogelbeobachtungen während des Beganges wurden in die Karte eingetragen. Vor der Benutzung der Karten wurden die Transektlinien maßstabgerecht und farbig eingetragen. Darüber hinaus wurden Datum, Kartierungszeitraum und die jeweilige Wetterlage eingetragen. Für jeden Kartierungsgang wurde eine neue Karte benutzt. Die Karten wurden mit einer laufenden Nummer versehen und die darin notierten Daten in spezielle Artkarten für die einzelnen Vogelarten übertragen.

Diese Karten enthielten alle Registrierungen der betreffenden Art und dienten dazu, die Anzahl der Vogelreviere innerhalb der untersuchten Fläche zu ermitteln. Die auf der Karte festgestellten Vogelreviere werden als sogenannte Papierreviere bezeichnet. Die Häufigkeit der Papierreviere in der Artkarte gab die Siedlungsdichte der Vögel auf der Fläche wieder. Es ist wichtig zu beachten, daß ein Papierrevier ein fiktives Gebilde ist und nur selten mit den tatsächlich in der Natur besetzten Brutrevieren wirklich übereinstimmt (FLADE 1994).

Einer Vogelart wurde ein Papierrevier zugeordnet, wenn ein Nest mit Jungen gefunden wurde. Das war meistens jedoch nicht der Fall. Wenn bei verschiedenen Begehungen mehrere Nachweise revieranzeigender Verhaltensweisen der selben Vogelart so nahe beieinander erbracht wurden, daß sie innerhalb eines Revieres liegen konnten, führte das ebenfalls zur Zuordnung eines Papierrevieres. Als revieranzeigende Verhaltensweise wird das Singen der Männchen gewertet. Die Bettelrufe von Jungvö-

geln oder flügte Jungvögel, die von den Altvögeln noch gefüttert werden, kämpfende Individuen an ihren jeweiligen Territoriumsgrenzen und nestbauende Individuen zeigen ebenfalls Reviere an.

In den Randbereichen der Untersuchungsgebiete lagen die Reviere vieler Vögel nicht nur innerhalb der bearbeiteten Fläche, sondern erstreckten sich auch über angrenzendes Areal. Diesen Brutpaaren wurde ein Vollrevier zuerkannt, wenn sie in der Untersuchungsfläche brüteten. Wurde der Brutplatz nicht gefunden, bekamen solche Brutpaare nur ein Teilrevier zugewiesen. Ein Vollrevier wird nach OELKE (1980) in der weiteren Auswertung mit 1 bewertet, ein Teilrevier nur mit 0,3.

Die Anzahl der Nachweise revieranzeigender Verhaltensweisen, welche zur Zuordnung eines Papierrevieres führten, wurde je nach Vogelart und Region variabel festgelegt. Die Anpassung an artspezifische Unterschiede in der Erfassbarkeit läßt genauere Aussage bei der Zuordnung der Papierreviere zu als die Beibehaltung eines starren Schemas (KWAK & MEIJER 1983, MOORMANN 1989, FLADE 1994). Bei den meisten Vogelarten waren mindestens 3 voneinander unabhängige Beobachtungen revieranzeigender Verhaltensweisen innerhalb desselben Bereiches die Voraussetzung für die Zuordnung eines Papierrevieres.

Für manche Arten, die erst spät in ihren Brutrevieren eintrafen, spielten phänologische Effekte eine wichtige Rolle, so daß auch weniger Nachweise revieranzeigender Verhaltensweisen bereits zur Zuordnung von Papierrevieren führen konnten (vgl. TOMIALOJC & WESELOWSKI, 1994). Wenn beispielsweise der Gartenrotschwanz im Bannwald Napf erst im Juni während des vorletzten Beganges erstmalig beobachtet wurde, aber durch heftiges Singen in einem Bereich auffiel, in dem im Vorjahr ein Reviernachweis stattgefunden hatte (K. ANDRIS, mündlich), dann wurde bereits eine Registrierung als ausreichend gewertet, um der Art an dieser Stelle ein Papierrevier zuzuordnen.

Auch das direkte Umfeld spielte bei der Zuordnung der Papierreviere eine Rolle. Wenn eine singende Gebirgsstelze direkt an einem stark rauschenden Bach zweimal registriert wurde, obwohl ihr Gesang durch das Rauschen des Wassers fast nicht mehr wahrnehmbar war, erhielt sie bereits ein Papierrevier. Es wurde davon ausgegangen, daß der Gesang während der anderen Begänge durch die Ungunst der Lage überhört worden war.

Bei den in den Untersuchungsflächen brütenden Starenpaaren wurde jeweils mit Auffinden der Bruthöhle bzw. bei mindestens dreimaliger Beobachtung singender Männchen an unmittelbar der gleichen Stelle ein Papierrevier vergeben. Dabei wurde nicht berücksichtigt, daß die Stare ihre gesamte Nahrung außerhalb des Waldes suchten und die Bruthöhle nur einen Teil ihres Lebensraumes darstellt.

Auch auf vorgegebene Grundlinien im Gelände, wie beispielsweise Waldwege, wurde bei der Revierkartierung und Erstellung der Papierreviere geachtet. Der Verlauf der Singvogelreviere folgt oft diesen Grenzen im Gelände. Die Papierreviere grenzen sich durch gleichzeitige Registrierungen von Individuen, die revieranzeigende Verhaltens-

weisen zeigen, voneinander ab. So wurden zwei gleichzeitig singenden Männchen derselben Art zwei verschiedene Papierreviere zugeordnet.

Anhand dieser Indizien wurden die Papierreviere auf der Artkarte erstellt. Die Reviergrenzen wurden unter Berücksichtigung der in der Literatur (GLUTZ, BAUER & BEZZEL 1971, 1973, 1975, 1977; GLUTZ & BAUER 1982, 1985, 1988, 1991, 1991, 1994; BEZZEL 1985, 1993) angegebenen durchschnittlichen Reviergröße für die betreffende Art im jeweiligen Lebensraum gezogen (siehe Liste im Anhang 8.1).

Einige Vogelarten besitzen Reviergrößen, die weit über die untersuchten Flächengrößen hinausreichen (siehe Anhang 8.1). Dazu gehören die Rauhfußhühner, Waldschnepfen, Tauben, Rabenvögel, Greifvögel, Eulen und Käuze, Schwarzspecht, Grün- und Grauspecht und der Kuckuck. Die betreffenden Arten erhielten in der Auswertung keine Zahl zugeordnet, sondern ihre Anwesenheit in den Flächen wurde mit einem „+“ in die Tabelle eingetragen. Wenn ein Brutnachweis innerhalb der Untersuchungsgebiete stattgefunden hatte, wurde in der Tabelle „++“ eingetragen. Rechnerisch wurden diese Arten in der Auswertung der Siedlungsdichte anhand der Papierrevierzahlen nicht berücksichtigt. Die Nachweise dieser Arten erfolgten nach OELKE (1975) und GNIELKA (1980) durch die Anwendung spezieller Methoden unabhängig von der normalen Revierkartierung.

Bei den verschiedenen Spechtarten wurden sowohl Trommelsignale als auch bestimmte Rufe (z.B. das Balzquäken des Mittelspechtes nach CONRADS, 1968) als revieranzeigendes Verhalten gewertet. Innerhalb der Untersuchungsgebiete fand eine intensive Suche nach besetzten Bruthöhlen statt. Die Spechtarten wurden über die Brutzeit hinaus weiter registriert und bei der Nahrungssuche beobachtet (siehe Kapitel 3.2.3.). Daraus ergaben sich weitere Informationen, die bei der Einschätzung der Papierreviere ebenfalls mit verwendet wurden. Bei Bunt-, Mittel-, Klein-, und Dreizehenspecht wurden die Papierreviere anhand von gefundenen Bruthöhlen und der genannten revieranzeigenden Merkmale zugeordnet. Vom Schwarzspecht konnte kein Brutnachweis erbracht werden, aber die Beobachtungsdaten zeigten die Wichtigkeit verschiedener Flächen als Nahrungshabitat. Er besitzt, wie Grün- und Grauspecht, Reviergrößen die eine Zuordnung von Papierrevieren nicht erlaubte.

Das Verhören der Eulen innerhalb der einzelnen Gebiete variierte zeitlich je nach Lage und dem potentiellen Spektrum an Eulenarten. Als Hinweis auf das Vorkommen des Sperlingskauzes wurde mithilfe einer Klangattrape (Cassettenrecorder) die Kleinvogelreaktion auf seine Rufe getestet (vgl. KÖNIG et al. 1995). In den Hochlagen wurden Sperlings- und Rauhfußkauz bereits im Winter verhört. Die Rufe der Männchen wurden als Nachweise innerhalb der Flächen gewertet. Im Frühjahr wurde außerhalb der Kartierungsgänge in der Morgen- und Abenddämmerung verhört und Bruthöhlen bzw. flügge Jungvögel gesucht. Waldkauz und Waldohreule wurden im Laufe des Frühjahres nachts verhört. Beim Waldkauz wurden die Bettelrufe der Jungtiere als Brutnachweise verwendet.

Bei der Waldschnepfe wurden balzfliegende Männchen in der Abend- und Morgendämmerung beobachtet. Außerdem wurden in den Untersuchungsgebieten Wilder See, Ochsenkopf, Napf und Conventwald bei Begehungen im Gelände am Boden ruhende Tiere zufällig aufgescheucht.

Der Nachweis der Rauhfußhühner geschah anhand von Beobachtungen innerhalb und ausserhalb der Brutzeit und durch die Bestimmung von Federfunden und Kotfunden aus dem Gebiet. Dabei leistete Herr Dr. M. Lieser vom Forstzoologischen Institut der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg Bestimmungshilfe. Die Amtsleiter der Forstämter Forbach und Kirchzarten lieferten Hintergrundinformationen zu Stärke und Verteilung der Auerwildpopulationen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten.

Vogelarten, deren Reviergrößen kleiner waren als die Untersuchungsflächen und denen keine Reviere zugewiesen werden konnten, wurden als Nahrungsgäste in eigenen Tabellen geführt. Einige Nahrungsgäste waren Durchzügler, sie wurden innerhalb der Tabellen entsprechend gekennzeichnet. Wenn die Tiere vor Beginn der Brutperiode oder im Schwarm registriert wurden, führte das ebenfalls zu einem gesonderten Vermerk innerhalb der Tabellen.

Bei der Analyse der artspezifischen Häufigkeitsunterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswald wurden die jeweilige Zahl aller Registrierungen in beiden Flächen zugrunde gelegt und nicht die ermittelten Papierreviere (Tab. 40). Als Registrierung galt jeder optische oder akustische Nachweis eines Vogels im Laufe der Kartierungsgänge zur Ermittlung der Siedlungsdichte. Die einzelnen Registrierungen während desselben Beganges mußten voneinander unabhängig sein. Wenn z.B. derselbe Vogel seinen Gesang mehrmals wiederholte, führte das nur zu einer einzigen Registrierung. Die Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit wurde für alle in den Flächen nachgewiesenen Vogelarten, unabhängig von der Zuordnung von Papierrevieren, geprüft.

### 3.2.2 Erfassung der Bruthöhlen

Um die Funktion von stehenden abgestorbenen Bäumen als Bruthöhlenbäume abzuschätzen, wurden Höhlenfunde in den Flächen ausgewertet, die über ein ausreichendes Angebot an stehenden toten Bäumen verfügten. Dazu gehörten alle untersuchten Bannwälder und der totholzreiche Wirtschaftswald im Untersuchungsgebiet Hoher und Mittlerer Ochsenkopf. Die Erfassung der Bruthöhlen erstreckte sich über den gleichen Zeitraum wie die Untersuchungen zur Siedlungsdichte. Während der Morgenbegänge, nach Möglichkeit auch an anderen Tagen, wurden nach besetzten Bruthöhlen innerhalb der bearbeiteten Flächen gesucht.

Die höhlenbrütenden Vogelarten wurden beim Aufsuchen ihrer Nester mit Nistmaterial oder beim Füttern der Jungvögel beobachtet. Mit frischen Kotspuren verunreinigte Höhleneingänge wurden solange beobachtet, bis der Verursacher er-

schien. Die Bruthöhlen einiger Spechtarten sind kurz vor dem Ausfliegen der Jungvögel leicht zu finden. Ihre Bettelrufe sind dann weit hörbar (siehe auch LIESEN 1994). Teilweise wurden auch Bruthöhlen anderer Vogelarten, wie Star und Tannenmeise, durch die Bettelrufe der Jungvögel gefunden. Nur Höhlen, in denen tatsächlich eine Brut nachgewiesen werden konnte, wurden als Bruthöhlen anerkannt. Die Bruthöhlenbäume wurden markiert, um sie zu einem späteren Zeitpunkt im Bestand wiederzufinden.

Trotz gründlicher Suche wurden nicht alle besetzten Bruthöhlen gefunden. Daher sind die erfaßten Höhlen lediglich eine Stichprobe aus den tatsächlich vorhandenen. In den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald und Wilder See wurde die Bruthöhlen-erfassung im Folgejahr nach der Untersuchung der Siedlungsdichte wiederholt. Höhlen, die in beiden Jahren als Bruthöhlen genutzt worden waren, wurden in der Auswertung der bevorzugten Baumarten nur einmal gerechnet. In der weiteren Auswertung wurde ein baumartenspezifischer Präferenzindex erstellt (siehe Kap. 3.5), um jeweils die Bevorzugung bzw. Meidung abgestorbener Bäume zu zeigen. Die dazu notwendigen Vergleichsdaten zum Angebot an lebenden bzw. abgestorbenen Bäumen lieferten die Ergebnisse der Forstlichen Grundaufnahmen der FVA (siehe Kap.4.1).

### 3.2.3 Beobachtungshäufigkeit außerhalb der Brutzeit

Um Dichteangaben für die totholznutzenden Vogelarten auch für die Periode außerhalb der Brutzeit zu bekommen, wurde die Registrierungshäufigkeit der stammkletternden Vogelarten in 7 verschiedenen Untersuchungsflächen ermittelt. Damit eine Aussage über die Häufigkeit der Arten getroffen werden konnte, wurden Registrierungen in stündlichen Intervallen eingetragen. Wenn der gleiche Vogel in zwei verschiedenen Stunden gesehen wurde, erhielt er jedesmal einen Eintrag. Tauchte ein Vogel aber innerhalb einer Stunde mehrmals auf und wurde als das gleiche Individuum erkannt, blieb es bei einer einzigen Registrierung. Die Aufnahme der Beobachtungshäufigkeit wurde von 5 verschiedenen Beobachtern in den verschiedenen Gebieten durchgeführt.

### 3.3 Wahl des Substrates zur Nahrungssuche bei stammkletternden Vogelarten

Im Sommer 1994 wurde mit gezielten Untersuchungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche bei Spechten, Kleibern und Baumläufern begonnen. Dabei wurden die Vögel innerhalb der ausgewählten Flächen nach vorausgegangener, meist akustischer Ortung aus größerer Distanz mit dem Fernglas beobachtet. Mit der Stoppuhr wurde die Zeit, die die beobachteten Vögel an toten oder lebenden Ästen eines Baumes oder an seinem Stamm mit Nahrungssuche verbrachten, gemessen. Neben

der Baumart wurden auch die Vitalität des Baumes, in dem der Vogel sich aufhielt, registriert und auf einem dafür entwickelten Formblatt eingetragen. Außerdem wurde vermerkt ob der beobachtete Vogel nach tierischer Nahrung am Baum suchte oder Samen erntete.

Jede dieser Einzelbeobachtungen ergab in der weiteren Auswertung einen Datensatz. Oft lieferte ein beobachtetes Individuum mehrere Datensätze hintereinander, wenn es trotz eines Wechsels auf einen anderen Baum oder zu einer anderen Baumstruktur weiterbeobachtet werden konnte. Bei vorsichtigen und routinierten Beobachtern läßt sich die Störung bei den meisten Arten minimieren. Brach der beobachtete Vogel trotzdem die Nahrungssuche ab und floh außer Reichweite, endete die Datenaufnahme. Alle Datensätze, die zu einer bestimmten Vogelart in einem bestimmten Gebiet gewonnen wurden, galten in der weiteren Auswertung als eine Stichprobe. Die eingetragene Zeitdauer der einzelnen Datensätze einer Stichprobe ließ sich summieren und bestimmten Parametern zuordnen. Addiert man für die einzelnen Gebiete und Vogelarten sämtliche Zeiten auf gleichem Substrat, lassen sich anteilige Nutzungen der verschiedenen Substrate errechnen. Durch den Vergleich der Ergebnisse mit den Referenzdaten der forstlichen Grundaufnahme konnte die Bevorzugung bestimmter Baumarten bei der Nahrungssuche festgestellt werden. Auch die relative Nutzung des stehenden Totholzes im Verhältnis zum Tothholzangebot läßt sich auf diese Art zeigen. Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wurden Mittelwerte aus je 10 Datensätzen gebildet, die dazu dienten die Unterschiede zwischen den einzelnen Vogelarten innerhalb der jeweiligen Gebiete zu prüfen (siehe Kapitel 3.6).

In der Auswertung wurden absterbende Bäume zu den bereits Toten gerechnet und kranke oder geschädigte Bäume noch zu den Lebenden. Als krank wurde ein Baum bezeichnet, wenn er durch Pilze oder Insekten erkennbar geschädigt und in seiner Vitalität deutlich beeinträchtigt war.

Die Zeitanteile, welche Buntspecht und Kleiber während der Wintermonate mit dem Ernten pflanzlicher Nahrung an lebenden Bäumen zubrachten, wurde in Kapitel 4.3 ausgewertet.

In den Laub- bzw. Mischwaldbeständen waren die Beobachtungen stammklettender Vögel nur außerhalb der Vegetationsperiode erfolgreich und sinnvoll. Nach dem Laubaustrieb wurden die Wälder zu undurchsichtig und die akustisch registrierten Vögel blieben in den Baumkronen meist unsichtbar. Im Nadelwald waren die Beobachtungen das ganze Jahr über möglich, wobei sie während der Brutzeit nur sehr begrenzt stattfanden (siehe Tab.4).

Insgesamt wurden fast 4000 Datensätze, mit einer jeweiligen Zeitdauer von mindestens 10 Sekunden, von 4 Beobachtern ermittelt. Das längste gewertete Zeitintervall beträgt über 64 Minuten. Die mittlere Beobachtungszeit liegt bei etwa 3 Minuten pro Datensatz.

Tab. 4. Beobachtungszeiträume zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche stammkletternder Vogelarten

Untersuchungsgebiete	1994	1994/1995	1995	1995/1996
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Bannwald Bechtaler Wald				
Wirtschaftswald Bechtaler Wald				
Bannwald Conventwald				
Bannwald Hoher Ochsenkopf				
Bannwald Wilder See				

### 3.4 Aufnahme der Bearbeitungsspuren an abgestorbenen Bäumen

Spechteinschläge an abgestorbenen Bäumen sind ein Indiz für die Nutzung dieser Bäume bei der Nahrungssuche der Spechte. Ihre Erfassung hilft, die Rolle des stehenden Totholzes eines Waldes als Nahrungsreservoir für die Spechte besser zu verstehen. Bei der Erfassung der toten Bäume wurden weitgehend die Empfehlungen von ALBRECHT (1990) (siehe auch HOHLFELD 1995) verwendet. Sie erfolgte durch 3 Bearbeiter und 5 Helfer. Die Bearbeiter führten eine Kluppe, ein Spiegelrelaskop, eine Handaxt, ein Umfangmaßband, ein 50m langes Maßband, Kreide, Formblätter, ein Fernglas, Geländekarten und einen Kompaß mit sich. Auf dem Formblatt wurden Baumart, BHD, Höhe (nach BITTERLICH et al. 1974), Baumschicht (nach BURSCHEL & HUSS 1987), Zersetzungstyp, Pilzbefall und Zersetzungsgrad eingetragen. Der Zersetzungsgrad wurde in der Auswertung als zeitlicher Determinator verwendet. Er wurde mit der Handaxt bestimmt und gliedert sich nach ALBRECHT (1990) in vier deutlich unterscheidbare Stufen:

1. Frisch tot (1-2 Jahre), Feinreisig und Rinde noch vorhanden.
2. Rinde bereits lose oder abgefallen, Holz noch beifest, beginnende Zersetzung.
3. Splintbereich weich, zum Teil beifest, 1/3 des Durchmessers bereits deutlich zersetzt.
4. Stark vermodert, durchgehend weich und zersetzt.

Die Anzahl der Spechtlöcher an den abgestorbenen Bäumen wurde gezählt und flächige Bearbeitungsspuren und Rindeneinschläge gesondert vermerkt. Auch Baumhöhlen, Risse, Spalten oder als potentieller Brutraum geeignete Rindentaschen wurden aufgenommen. Dazu wurden die Bäume mit dem Fernglas aus allen Richtungen

gründlich abgesucht. Außerdem wurde vermerkt, ob der betreffende Baum am Stamm abgebrochen war. Abgebrochene Bäume mit einer Gesamthöhe von weniger als 1,5 Metern Höhe wurden als Stumpf bezeichnet. Die Stümpfe der im Wirtschaftswald zur Holzernte abgesägten Bäume wurden nicht erfasst. Die erfassten Bäume wurden mit Kreide markiert, um Doppelzählungen zu vermeiden.

In drei Untersuchungsgebieten wurde der Vorrat an stehendem Totholz vollständig aufgenommen und die Bearbeitungsspuren an allen stehenden abgestorbenen Bäumen erfasst. In den totholzreichen Untersuchungsgebieten des Nordschwarzwaldes wurden die Bearbeitungsspuren der Spechte an stehenden toten Bäumen innerhalb der von der Grundaufnahme der FVA erfassten Probekreise registriert. Diese Erfassung des von Spechten bearbeiteten Totholzes innerhalb der Probekreise in den beiden Untersuchungsgebieten ergab Stichprobendaten (siehe Tab. 5). Im Untersuchungsgebiet Hoher und Mittlerer Ochsenkopf wurde eine Stichprobenfläche in 192 Probekreisen von insgesamt 9 ha Größe bearbeitet. Im Untersuchungsgebiet Wilder See wurden in 119 Probekreisen insgesamt 11 ha bearbeitet.

Tab. 5. Zeitraum und Umfang der Aufnahme der Bearbeitungsspuren an toten Bäumen

Untersuchungsgebiete	Flächen- größe	1992	1994	1995	1996
Bannwald Conventwald	16 ha	ganz			
Wirtschaftswald Conventwald	23 ha	ganz			
Bannwald Bechtaler Wald	12 ha		ganz		
Wirtschaftswald Bechtaler Wald	23 ha		ganz		
Bannwald Sommerberg	12 ha			ganz	
Wirtschaftswald Sommerberg	18 ha			ganz	
Bannwald Hoher Ochsenkopf	23 ha		teilweise	teilweise	teilweise
Wirtschaftswald Mittlerer Ochsenkopf	23 ha		teilweise	teilweise	teilweise
Bannwald Wilder See	32 ha				teilweise
Wirtschaftswald Wilder See	22 ha				teilweise

### 3.5 Erstellung von Präferenzindizes

Die Berechnung von Präferenzindizes gestattet eine übersichtliche Darstellung, inwiefern Vögel bestimmte Substrate zur Nahrungssuche bzw. Nistplatzwahl bevorzu-

gen oder meiden. Sowohl zur Nutzung als Bruthöhlenbäume (siehe Kap. 4.2.10) als auch zur Nutzung als Substrat bei der Nahrungssuche stammkletternder Vogelarten (siehe Kap. 4.4.3) spielen abgestorbene Bäume eine Rolle. Die prozentualen Anteile der Nutzung wurden der prozentualen Häufigkeit toter und lebender Bäume innerhalb der einzelnen Bannwälder gegenübergestellt.

Dabei wurde der Quotient aus tatsächlicher Nutzung und aufgrund des Angebotes erwarteter Nutzung gebildet und davon 1 subtrahiert. Das Ergebnis liefert einen Präferenzindex (P) der mit positivem Vorzeichen Bevorzungen und mit negativem Vorzeichen Meidungen erkennen läßt.

$$P = \frac{\text{Tatsächliche Nutzung}}{\text{Erwartete Nutzung}} - 1$$

$P > 0$  (Bevorzugung)

$P = 0$  (keine Bevorzugung u. keine Meidung)

$P < 0$  (Meidung)

### 3.6 Statistische Methoden und Populationsindices

Zur statistischen Analyse der gewonnenen Daten wurden folgende Verfahren benutzt:

- T-Test zum Überprüfen der Diversitätswerte des Shannon-Wiener-Indexes auf Unterschiede mit Hilfe der vorher berechneten Varianzen und Freiheitsgrade (siehe MÜHLENBERG 1993).
- U-Test nach Mann-Whitney zum Überprüfen auf Signifikanz der Unterschiede, wenn keine Normalverteilung vorlag und Mittelwerte gebildet wurden.
- H-Test nach Kruskal-Wallis zum Überprüfen auf Signifikanz der Unterschiede zwischen Beobachtungsreihen.
- Chi<sup>2</sup>-Test zum Überprüfen von Unterschieden zwischen Häufigkeiten.
- Wilcoxon-Test bei gepaarten Stichproben, die einer gemeinsamen Grundgesamtheit angehören
- Vorzeichen-Test bei gepaarten Stichproben, deren Zugehörigkeit zu einer gemeinsamen Grundgesamtheit nicht eindeutig ist.

Als Signifikanzniveaus wurden verwendet:

$p < 0.001$  (hochsignifikant)

$p < 0.05$  (signifikant)

$p > 0.05$  (nicht signifikant)

Zur Anwendungsweise der verschiedenen Tests verweise ich auf allgemeine Lehrbücher der Statistik (z.B. LINDER & BERCHTOLD 1979, PRECHT 1987).

Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse zur Substratwahl bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten (Kapitel 4.4.3) wurden die Datensätze für jede Vogelart und jedes Untersuchungsgebiet in eine zufällige Reihenfolge gebracht. Dann wurde der Totholzanteil bei der Substratnutzung durch die Summierung von jeweils 10 Datensätzen berechnet, wobei die prozentualen Zeitanteile auf Totholz ein Einzelergebnis waren. Diese Einzelergebnisse bildeten einen Mittelwert. Der Mittelwert wurde innerhalb der einzelnen Gebiete für die verschiedenen Vogelarten berechnet und war die Grundlage für die statistische Überprüfung (Mann-Whitney, U-Test) auf signifikante Unterschiede in der anteiligen Totholznutzung (siehe Anhang 8.4). Da sich die auf totem und lebendem Substrat verbrachten Zeitintervalle unterschieden, weichen die Mittelwerte im Anhang oft etwas von den Gesamtzeitanteilen der Tabellen in Kapitel 4.4.3 ab.

In den Tabellen zur Siedlungsdichte (Tab. 12-35) werden die Vogelarten geordnet nach der jeweiligen Häufigkeit ihrer Reviere dargestellt. Dabei werden die jeweiligen Häufigkeiten der Vogelreviere pro Vogelart im Verhältnis zur Gesamtzahl aller Vogelreviere (100%) in der vierten Spalte der Tabellen in folgende Dominanzklassen unterteilt:

- a) **Dominanten** (der Dominanzwert liegt über 5% aller Vogelreviere)
- b) **Subdominanten** (der Dominanzwert liegt zwischen 2 und 5% aller Vogelreviere)
- c) **Influenten** (der Dominanzwert liegt zwischen 1 und 2% aller Vogelreviere)
- d) **Rezedenten** (der Dominanzwert liegt unter 1% aller Vogelreviere)

Um zwei Biozöosen hinsichtlich einer bestimmten Artengruppe miteinander zu vergleichen, wurden verschiedene Populationsindizes verwendet (vgl. BERTHOLD et al. 1980, BEZZEL 1982, MÜHLENBERG 1993, ERDELEN 1978).

Der Sörensen-Quotient vergleicht die Artengemeinschaften anhand der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten miteinander.

$$\text{Sörensen - Quotient} = \frac{2G}{S_A + S_B} \times 100$$

G = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

$S_A, S_B$  = Zahl der Arten in Gebiet A bzw. B

Der außerdem verwendete Renkonen-Index berücksichtigt dagegen nicht nur die Artenzahlen, sondern auch die jeweiligen Häufigkeiten der einzelnen Arten.

$$\text{Renkonen - Index} = \sum_{i=1}^G \min p_{A,B} \times 100$$

$$p = \frac{n_A}{N_A} \text{ bzw. } \frac{n_B}{N_B}$$

$\min p_{A,B}$  = Jeweils kleinerer Dominanzwert der gemeinsamen Arten von zwei Standorten A und B

$i$  = Art  $i$

$G$  = Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A,B}$  = Individuenzahl der Art  $i$  in Gebiet A bzw. B

$N_{A,B}$  = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

Die Sörensen- und Renkonen-Indices liefern Ergebnisse zwischen 0 und 100. Wenn keine in beiden Flächen vorkommende Arten vorhanden sind, beträgt die Ähnlichkeit 0, wenn alle Arten in beiden Flächen gleich verteilt sind, beträgt die Ähnlichkeit 100. Die jeweilige Zahl gibt den Grad der Ähnlichkeit der beiden Artengemeinschaften an.

Der Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (MÜHLENBERG, 1993) berücksichtigt die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten und die Artenzahl und kann deshalb als ein Maß für die „Artenmannigfaltigkeit“ eines Lebensraumes dienen.

$$H_s = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

$H_s$  = Diversität

$S$  = Gesamtzahl der Arten

$p_i$  = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art  $i$  (abhängig von der relativen Häufigkeit der  $i$ -ten Art von der Gesamtindividuenzahl gemessen von 0,0 bis 1,0)

$N$  = Gesamtindividuenzahl

$n_i$  = Individuenzahl der Art  $i$

Die Evenness als „Ausbildungsgrad der Diversität“ (MÜHLENBERG, 1993) wurde ebenfalls berechnet. Dabei wird der Diversitätswert in Relation zur maximal möglichen Diversität bei der jeweils gegebenen Artenzahl gesetzt.

## 4. Ergebnisse

### 4. 1 Forstliche Grundaufnahmen in den Untersuchungsgebieten

#### 4. 1. 1 Bechtaler Wald

Tab. 6. Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	33	59
Kartierte Gesamtfläche	3,3 ha	5,9 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	436 fm ± 96 fm	362 fm ± 87 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	46 fm ± 73 fm	2 fm ± 2 fm
Totholzanteil insgesamt	11 %	<1 %
Anteil stehenden Totholzes	6 %	-
Anteil liegenden Totholzes	5 %	<1 %

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 6 zusammengefasst. Die Baum- und Strauchartenzusammensetzung war in Bann- und Wirtschaftswald ähnlich. Stiel- eichen und Hainbuchen bildeten ca. 80 % des Holzvorrates, wobei die Eiche nur geringe Stammzahlen mit großen Durchmessern aufwies. Die Unterschiede in den Gesamtvorräten kommen auch durch die Eichen zustande, die im Bannwald etwas zahlreicher waren als im Wirtschaftswald, aber etwas geringere mittlere Durchmesser besaßen. Die Bestände waren meist zweischichtig und geschlossen, nur in etwa 30% der Fälle waren sie licht oder lückig. Der Totholzanteil im Bannwald bestand zu 60% der Holzmasse aus Eichen und zu 20% der Holzmasse aus Hainbuchen.

#### 4.1.2 Sommerberg

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Der Bannwald wurde stärker durch die Hainbuche mitgeprägt (11% Derbholtzvorrat gegenüber 3% im Wirtschaftswald), während im Wirtschaftswald ein höherer Anteil an Rotbuchen (26% Derbholtzvorrat gegenüber 17% im Bannwald) zu finden war. Stiel- und Traubeneichen bildeten in beiden Flächen ca. 70% des Holzvorrates, wobei die Eiche nur geringe Stammzahlen mit großen Durchmessern aufwies. Die Bestände

waren einschichtig und geschlossen, nur in 16% aller Fälle wiesen sie Lücken auf. Der relative geringe Totholzanteil des Bannwaldes zeigt, daß sich der Bestand noch in seiner Optimalphase befindet und seit der Ausweisung als Bannwald nur wenige Altbäume abstarben. Im Wirtschaftswald dagegen wurden bewußt absterbende Bäume im Bestand belassen, wodurch sich ein gewisser Totholzanteil akkumulieren konnte. Die Totholzanteile bestehen überwiegend aus Eiche und Buche.

Tab. 7. Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Sommerberg

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	33	59
Kartierte Gesamtfläche	1,7 ha	3,5 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	483 fm ± 212 fm	413 fm ± 60 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	31 fm ± 25 fm	12 fm ± 9 fm
Totholzanteil insgesamt	6 %	<3 %
Anteil stehenden Totholzes	4 %	2
Anteil liegenden Totholzes	2 %	<1 %

#### 4.1.3 Conventwald

Tab. 8. Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Conventwald

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	43	10
Kartierte Gesamtfläche	4,3 ha	0,4 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	856 fm ± 140 fm	590 fm ± 260 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	79 fm ± 62 fm	12 fm ± 10 fm
Totholzanteil insgesamt	9 %	2 %
Anteil stehenden Totholzes	7 %	1 %
Anteil liegenden Totholzes	2 %	1 %

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 8 zusammengefaßt. In beiden Flächen bildeten Tannen und Buchen über 80% des Holzvorrates und der Stammzahlen, wobei der Bannwald vorratsreicher war als die bewirtschaftete Fläche. Bei den abgestorbenen Bäumen handelte es sich zu über 80% der Holzmasse um Tannen, die hier der Konkurrenzkraft der Buchen unterlegen waren (HOHLFELD 1995). In den Bergmischwäldern dieser Höhenstufe wurde die Tanne im Gegensatz zur Buche schon seit Jahrhunderten als wirtschaftlich wichtige Baumart gefördert. Die Buche ist im Untersuchungsgebiet von Natur aus der Tanne überlegen und würde sie ohne menschlichen Einfluß stark zurückdrängen (vgl. ELLENBERG 1986). Die Bestände waren einschichtig. Im Bannwald waren sie überwiegend geschlossen und wiesen nur in 5% der Fälle Lücken auf, im Wirtschaftswald waren die Bestände lichter und wiesen in über 20% der Fälle Lücken auf.

#### 4.1.4 Wilder See-Hornisgrinde

Tab. 9. Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Wilder See-Hornisgrinde

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	64	55
Kartierte Gesamtfläche	5,6 ha	5,1 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	425 fm ± 197 fm	373 fm ± 185 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	155 fm ± 176 fm	14 fm ± 12 fm
Totholzanteil insgesamt	37 %	4 %
Anteil stehenden Totholzes	32 %	2 %
Anteil liegenden Totholzes	5 %	2 %

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 9 zusammengefaßt. In beiden Flächen dominierten Fichten mit über 80% des Holzvorrates, wobei im Bannwald auch Buchen, Kiefern und vor allem Legföhren vertreten waren, während es im Wirtschaftswald kaum andere Baumarten gab. Im Bannwald waren 42% des Bestandes einschichtig und 47% stufig, nur 11% wiesen Lücken auf. Im Wirtschaftswald war der Bestandesaufbau durchweg einschichtig, aber in 42% der Fälle wies der Bestand bereits Lücken auf. Bei den abgestorbenen Bäumen handelte es sich zu über 80% der Holzmasse um Fichten, die meist ein Opfer des Borkenkäferbefalls geworden waren.

### 4.1.5 Hoher und Mittlerer Ochsenkopf

Tab. 10. Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Hoher und Mittlerer Ochsenkopf

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	132	72
Kartierte Gesamtfläche	4,3 ha	4,5 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	389 fm ± 122 fm	389 fm ± 139 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	172 fm ± 156 fm	71 fm ± 46 fm
Totholzanteil insgesamt	44 %	18 %
Anteil stehenden Totholzes	35 %	14 %
Anteil liegenden Totholzes	9 %	4 %

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 10 zusammengefasst. Im Bannwald dominierten Fichten mit über 80% des Holzvorrates und ca 51% der Stammzahlen. Als Begleitbaumarten kamen Kiefern und Legföhren vor. Im Wirtschaftswald ging der Fichtenanteil zugunsten der Kiefer auf unter 60% des Holzvorrates zurück, Legföhren kamen dort nur wenige vor. Im Bannwald war der Baumbestand zweischichtig bzw. stufig und wies in 41% der Fälle Lücken auf. Im Wirtschaftswald war der Bestand überwiegend einschichtig und wies nur in 30% der Fälle Lücken auf. Bei den abgestorbenen Bäumen handelte es sich im Wirtschaftswald zu über 50% der Holzmasse um Kiefern, während deren Anteil im Bannwald bei 10% lag.

### 4.1.6 Napf

Die Ergebnisse der Grundaufnahme sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Im Bannwald dominierten Fichten mit über 60% des Holzvorrates und der Stammzahlen. Im Wirtschaftswald betrug der Fichtenanteil über 80% des Holzvorrates an. Tanne und Buche als begleitende Baumarten waren entsprechend geringer vertreten. Der Bestandaufbau in Bann- und Wirtschaftswald war jeweils etwa zur Hälfte einschichtig oder stufig. Der Bannwald wies in 30% der Fälle Lücken auf, der Wirtschaftswald war grundsätzlich lockerer und wies in 38% der Fälle Lücken auf. Bei den abgestorbenen Bäumen handelte es sich in beiden Flächen zu über 80% der Holzmasse um Fichten.

Tab. 11: Ergebnisse der Strukturaufnahmen im Untersuchungsgebiet Napf

Grundaufnahme	Bannwald	Wirtschaftswald
Anzahl der Probekreise	101	47
Kartierte Gesamtfläche	7,8 ha	4,1 ha
Gesamtvorrat pro ha Standardabweichung	594 fm ± 180 fm	392 fm ± 225 fm
Vorrat an Totholz pro ha Standardabweichung	110 fm ± 137 fm	13 fm ± 16 fm
Totholzanteil insgesamt	19 %	3 %
Anteil stehenden Totholzes	14 %	1 %
Anteil liegenden Totholzes	5 %	2 %

## 4.2 Untersuchungen zur Siedlungsdichte

Die Ergebnisse der Brutvogelkartierungen der einzelnen Untersuchungsgebiete sind in den Tabellen 12–35 nach Vorschlägen von OELKE (1980) zusammengefaßt. Zu jeder Vogelart wird in der 3. Spalte der Tabelle die absolute Revierzahl angegeben. In der 4. Spalte (Abundanz Rev./10ha) wird die Anzahl der Reviere pro 10 Hektar aufgeführt. Die 5. Spalte (Dominanz in %) gibt den prozentualen Revieranteil der jeweiligen Art, im Verhältnis zu allen Revieren, an. In der 6. Spalte werden die einzelnen Dominanzklassen aufgelistet. Sie sind gegeneinander durch Querstriche in der Tabelle abgetrennt. Unterhalb der letzten Dominanzklasse werden jene Vogelarten aufgelistet, deren durchschnittliche Reviergröße die der Untersuchungsflächen deutlich überschreitet. Sie erhalten keine Revierzahlen, sondern nur ein „+“ als Nachweis, oder zwei „+ +“, falls ein Brutnachweis innerhalb der Untersuchungsfläche stattfand. Die 4. und 5. Spalte bleibt bei diesen Arten leer.

In der 7. Spalte (Nestfunde) sind alle Nester, die von der betreffenden Art innerhalb der Fläche gefunden wurden, eingetragen. Unter der Überschrift „Familien“ werden in der 8. Spalte jene Beobachtungen aufgeführt, bei denen Elterntiere ihre flüggen Jungen fütterten. Eine solche Beobachtung wird mit jeweils 1 gezählt, ohne daß die Größe der Familie (also die tatsächliche Zahl flügge gewordener Jungtiere) dabei eine Rolle spielt. In der letzten Spalte findet sich die absolute Zahl der Registrierungen der entsprechenden Vogelart während aller Begänge. Die Nahrungsgäste, die innerhalb der untersuchten Flächen angetroffen wurden, werden in eigenen Tabellen aufgeführt. Für die weitere Auswertung wurde zwischen Höhlenbrütern und Freibrütern unterschieden (vgl. RAUH 1993). Als Höhlenbrüter wurden alle Vogelarten zusammengefaßt, die ihre Nester in Höhlen oder Halbhöhlen anlegen. Dazu gehören alle Specht-

und Meisenarten, Star, Kleiber, Gartenrotschwanz, alle Fliegenschnäpper, Hohltaube, Rauhfuß-, Sperlings- und Waldkauz. Auch die Baumläufer, die meist unter abgeplatzter Rinde brüten, und der Zaunkönig, der überwiegend in umgestürzten Wurzelteflern seine Nester baut, wurden zu den Höhlenbrütern gerechnet. Diesen Höhlenbrütern, die auch abgestorbene Bäume als Brutplatz nutzten, wurden alle anderen erfaßten Vogelarten als Freibrüter gegenübergestellt.

#### 4.2.1 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald

Im Bannwald Bechtaler Wald kamen 30 Vogelarten, im Wirtschaftswald 29 Arten vor (siehe Tab. 12 und Tab. 14). Die Abundanzen betragen 104 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 66 Reviere/10 Hektar in der Vergleichsfläche. Die Siedlungsdichte der Vögel lag damit im Bannwald um 37 % höher als im Wirtschaftswald. Sowohl die Höhlenbrüter, als auch die Freibrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald (Abb. 2).

Die Gesamtunterschiede sind für die höhlenbrütenden Vogelarten hochsignifikant (73 Reviere auf 13 ha im Bannwald gegen 68 Reviere auf 23 ha im Wirtschaftswald,  $\chi^2$ -Test). Für die freibrütenden Vogelarten sind die Unterschiede nicht signifikant ( $\chi^2$ -Test). Sowohl die meisten Höhlenbrüter als auch die meisten Freibrüter kommen signifikant im Bannwald in größerer Dichte vor als im Wirtschaftswald (Wilcoxon-Test).

Die durchschnittliche Registrierungshäufigkeit pro 10 Hektar und Begang betrug im Bannwald 100 und im Wirtschaftswald 73 (Abb. 9). Sie lag im Bannwald um 26 % höher als im Wirtschaftswald.

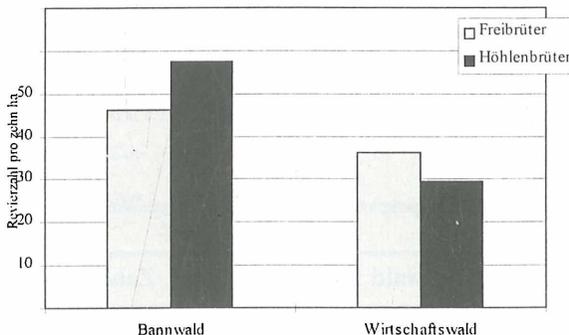


Abb. 2. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald

Tab. 12. Brutvögel im 13 ha großen Bannwald des Untersuchungsgebietes Bechtaler Wald

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familienregist.
1.	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	31,0	24,4	23,5	Dominanten	29	317
2.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	15,3	12,0	11,6			126
3.	Mönchsrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	12,6	9,9	9,6			80
4.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	11,6	9,1	8,8		7	82
5.	Rotkehlchen ( <i>Erithacus rubecula</i> )	11,3	8,9	8,6			61
6.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	8,3	6,5	6,3		3	1 92
7.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	6,3	5,0	4,8	Subdominanten		59
8.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	5,3	4,2	4,0		3	50
9.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	5,3	4,2	4,0			28
10.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	4,9	3,9	3,7			82
11.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	4,0	3,1	3,0		4	57
12.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco</i> )	3,3	2,6	2,5			36
13.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,6	2,0	2,0			14
14.	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	2,0	1,6	1,5	Influenten	2	21
15.	Pirol ( <i>Oriolus oriolus</i> )	1,3	1,0	1,0			11
* 16.	Mittelspecht ( <i>Dendrocopus medius</i> )	1,3	1,0	1,0			20
17.	Trauerschnäpper ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	1,0	0,8	0,8	Rezedenten		3
18.	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	1,0	0,8	0,8			1
19.	Kleinspecht ( <i>Dendrocopus minor</i> )	1,0	0,8	0,8			3
20.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1,0	0,8	0,8			34
21.	Waldlaubsänger ( <i>Phyllosc. sibilatrix</i> )	1,0	0,8	0,8			3
22.	Sumpfmehse ( <i>Parus palustris</i> )	0,3	0,2	0,2			9
Reviergröße > 20 ha							
23.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )					1	43
24.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )						1 7
25.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone</i> )					1	13
26.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )					1	13
27.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )						4
28.	Schwarzspecht ( <i>Dryocopus martius</i> )						4
29.	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )						3
30.	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )						1
Summe:		131,7	103,7	100		52	2 1277

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 13. Nichtbrütende Nahrungsgäste im Bannwald Bechtaler Wald

Nahrungsgäste im Bannwald Bechtaler Wald		Zahl der Registrierungen
1.	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	2
2.	Turteltaube ( <i>Streptopelia turtur</i> )	1
3.	Stieglitz ( <i>Carduelis carduelis</i> )	1

Als Wintergäste konnten im Bannwald Zeisige (*Spinus spinus*) und Bergfinken (*Fringilla montifringilla*) beobachtet werden. Von den offenen Ackerflächen kamen Fasane (*Phasianus colchicus*) und Goldammern (*Emberiza citrinella*) in den Wald. Rauchschnalben (*Hirundo rustica*) und Mehlschnalben (*Delichon urbica*) jagten regelmäßig über den Baumwipfeln.

Tab. 14. Brutvögel im 23 Hektar großen Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Bechtaler Wald

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere Rev./10ha	Abundanz in %	Dominanz	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	27,0	11,8	17,9	Dominanten	24		392
2.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	20,0	8,7	13,3				162
3.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	15,5	6,8	10,3				99
4.	Rotkehlchen ( <i>Erithacus rubecula</i> )	11,0	4,8	7,3			3	78
5.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	10,8	4,7	7,2				213
6.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	10,3	4,5	6,8			1	139
7.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	8,6	3,8	5,7		4		93
8.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco</i> )	7,0	3,1	4,6	Subdominanten		1	89
9.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	7,0	3,1	4,6				34
10.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	5,6	2,4	3,7				46
11.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	5,3	2,3	3,5				30
12.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	4,3	1,9	2,9		4		47
13.	Sumpfmehse ( <i>Parus palustris</i> )	4,0	1,7	2,7		3		24
14.	Sommergoldhähnchen ( <i>Regulus igni.</i> )	3,0	1,3	2,0		–		7
15.	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	3,0	1,3	2,0		1		33
16.	Pirol ( <i>Oriolus oriolus</i> )	2,0	0,9	1,3	Influenten			6
17.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	1,9	0,8	1,3			1	39
* 18.	Mittelspecht ( <i>Dendrocopos medius</i> )	1,3	0,6	0,9	Rezedenten			16
19.	Trauerschnäpper ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	1,0	0,4	0,7				3
20.	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	1,0	0,4	0,7				1
21.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1,0	0,4	0,7				42
Reviergröße > 20 ha								
22.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )							56
23.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )					1		7
24.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )						1	3
25.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )					1		6
* 26.	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )					1		6
27.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone</i> )							6
28.	Schwarzspecht ( <i>Dryocopus martius</i> )							2
29.	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )							1
Summe:		150,6	65,8	100		37	6	1665

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

## Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Bechtaler Wald

## Zahl der Registrierungen

Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Bechtaler Wald		Zahl der Registrierungen
1.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	3 (Durchzügler)
2.	Schwanzmeise ( <i>Aegithalos caudatus</i> )	1

Tab. 15. Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Bechtaler Wald

Als Wintergäste konnten im Wirtschaftswald Zeisige (*Spinus spinus*) und eine Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*) beobachtet werden. Von den offenen Ackerflächen kamen Fasane (*Phasianus colchicus*) und Goldammern (*Emberiza citrinella*) in den Wald. Rauchschwalben (*Hirundo rustica*) und Mehlschwalben (*Delichon urbica*) jagten regelmäßig über den Baumwipfeln.

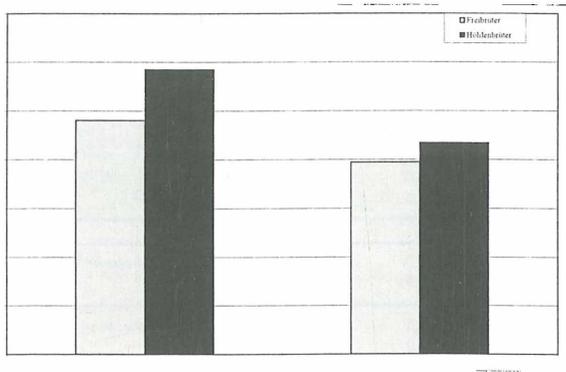


Abb. 3. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Sommerberg

#### 4.2.2 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Sommerberg

Im Untersuchungsgebiet Sommerberg kamen 31 Vogelarten im Bannwald und 27 Arten im Wirtschaftswald vor (siehe Tab.16 und Tab. 18). Die Siedlungsdichte betrug 107 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 83 Reviere/10 Hektar im Wirtschaftswald. Die Siedlungsdichte der Vögel lag im Bannwald um 22 % höher als im Wirtschaftswald. Die Höhlenbrüter und die Freibrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald (Abb. 3).

Die Gesamtunterschiede sind für die höhlenbrütenden Vogelarten signifikant, bei den freibrütenden Vogelarten nicht signifikant (Chi<sup>2</sup>-Test). Die meisten Höhlenbrüter kommen signifikant im Bannwald in größerer Dichte vor als im Wirtschaftswald, für die Freibrüter sind die Unterschiede nicht signifikant (Wilcoxon-Test).

Die Zahl der durchschnittlichen Vogelregistrierungen pro 10 Hektar und Begang betrug im Bannwald 114 und im Wirtschaftswald 94 (Abb. 9). Sie lag im Bannwald um 17% höher als im Wirtschaftswald.

Als Wintergäste konnten im Bannwald Zeisige (*Spinus spinus*) und Bergfinken (*Fringilla montifringilla*) beobachtet werden. Auf den offenen angrenzenden Wiesenflächen haben Goldammern (*Emberiza citrinella*) gebrütet und Girlitze (*Serinus serinus*) wurden vereinzelt registriert. In den angrenzenden mit Nadelbäumen bestockten Flächen wurden Tannenmeise (*Parus ater*), Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*) und Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapillus*) beobachtet. Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) und Rabenkrähe (*Corvus corone*) wurden in der Nähe der Untersuchungsfläche registriert.

Tab. 16. Brutvögel im 12 Hektar großen Bannwald des Untersuchungsgebietes Sommerberg

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	18,9	15,4	14,4	Dominanten		1	147
2.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	15,5	12,6	11,8		5	1	195
3.	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	14,0	11,4	10,7		10		96
4.	Rotkehlchen ( <i>Eritrichus rubecula</i> )	11,8	9,6	9,0				91
5.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	10,9	8,9	8,3		1		99
6.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	9,2	7,5	7,0		3	1	76
7.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	8,3	6,7	6,3		9		134
8.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	7,6	6,2	5,8		2		88
9.	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	4,6	3,7	3,5	Subdominanten	3		52
10.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	5,0	3,5	3,3		5		128
11.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	4,3	3,5	3,3				29
12.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	3,3	2,7	2,5				19
13.	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	3,0	2,4	2,3				11
14.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	2,6	2,1	2,0	Influenten			24
15.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco.</i> )	2,3	1,9	1,8		1		24
16.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,0	1,6	1,5				19
17.	Kleinspecht ( <i>Dendrocopus minor</i> )	2,0	1,6	1,5			1	7
* 18.	Halsbandschnäpper ( <i>Ficedula albicollis</i> )	2,0	1,6	1,5				7
19.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	1,6	1,3	1,2		1		16
* 20.	Mittelspecht ( <i>Dendrocopus medius</i> )	1,3	1,1	1,0		1		29
21.	Baumpeiper ( <i>Anthus trivialis</i> )	1,0	0,8	0,8	Rezedenten	1		1
22.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	0,3	0,2	0,2				19
23.	Sumpfmehse ( <i>Parus palustris</i> )	0,3	0,2	0,2				8
<b>Reviergröße &gt; 20 ha</b>								
24.	Grauspecht ( <i>Picus canus</i> )					1		6
25.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )					1		4
26.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )							4
27.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )							25
28.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )							12
* 29.	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )							10
30.	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )							2
31.	Waldohreule ( <i>Asio otus</i> )							1
<b>Summe:</b>		<b>131,1</b>	<b>106,6</b>	<b>100</b>		<b>46</b>	<b>9</b>	<b>1370</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 17. Nahrungsgäste im Bannwald im Untersuchungsgebiet Sommerberg

Nahrungsgäste im Bannwald Sommerberg		Zahl der Registrierungen
1.	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	2
2.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	2
3.	Trauerschnäpper ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	1

Tab. 18. Brutvögel im 18 Hektar großen Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Sommerberg

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	24,2	13,8	16,6	Dominanten		212
2.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	19,2	10,9	13,1		3	245
3.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	18,9	10,7	12,9		9	166
4.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	16,3	9,3	11,1		1	269
5.	Rotkehlchen ( <i>Erithacus rubecula</i> )	14,2	8,1	9,7			104
6.	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	12,0	6,8	8,2		10	119
7.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	6,9	3,9	4,7	Subdominanten	1	58
8.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	5,3	3,0	3,6		6	109
9.	Waldlaubsänger ( <i>Phyllosc. sibilatrix</i> )	5,3	3,0	3,6			30
10.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	4,3	2,4	2,9		5	134
11.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	3,9	2,2	2,7			32
12.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco.</i> )	3,3	1,9	2,3			32
13.	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	2,6	1,5	1,8	Influenten	2	41
* 14.	Halsbandschnäpper ( <i>Ficedula albicollis</i> )	2,0	1,1	1,4		1	9
15.	Sumpfmeise ( <i>Parus palustris</i> )	2,0	1,1	1,4		2	6
16.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	1,3	0,7	0,9	Rezedenten		15
17.	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	1,3	0,7	0,9			5
* 18.	Mittelspecht ( <i>Dendrocopus medius</i> )	1,3	0,7	0,9		1	22
19.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1,0	0,6	0,7		1	20
20.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	0,6	0,3	0,4			10
21.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	0,3	0,2	0,2			5
Reviergröße > 20 ha							
22.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )	++				1	10
23.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )	+					27
* 24.	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )	+					8
25.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )	+					6
26.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )	+					3
27.	Grauspecht ( <i>Picus canus</i> )	+					2
Summe:		146,2	83	100		43	1697

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 19. Nahrungsgäste im Wirtschaftswald im Untersuchungsgebiet Sommerberg

Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Sommerberg		Zahl der Registrierungen
1.	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	4 (Durchzügler)
2.	Kleinspecht ( <i>Picoides minor</i> )	1

Als Wintergäste konnten im Wirtschaftswald Zeisige (*Spinus spinus*) und Bergfinken (*Fringilla montifringilla*) beobachtet werden. Auf den angrenzenden Streuobstwiesen und Rebhängen brüteten Goldammern (*Emberiza citrinella*) und Wendehälse (*Jynx torquilla*). Grünfinken (*Chloris chloris*) und Rabenkrähen (*Corvus corone*) suchten von dort aus den Waldrand auf. In angrenzenden Waldbeständen kam das Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*), die Hohltaube (*Columba oenas*) und der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) vor.

#### 4.2.3 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Conventwald

Im Untersuchungsgebiet Conventwald kamen 26 Vogelarten im Bannwald und 29 Arten im Wirtschaftswald vor (siehe Tab. 20 und Tab. 22). Die Siedlungsdichte betrug 57 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 45 Reviere/10 Hektar im Wirtschaftswald. Die Siedlungsdichte der Vögel lag im Bannwald um 21 % höher als im Wirtschaftswald. Die Höhlenbrüter und die Freibrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald (Abb. 4).

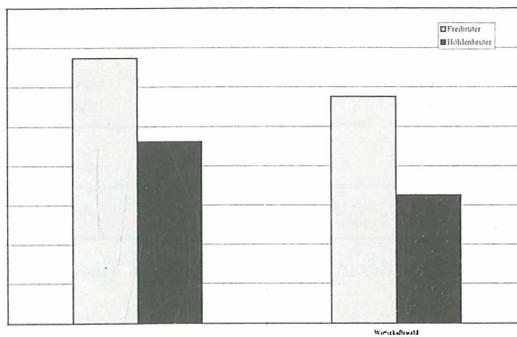


Abb. 4. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Conventwald

Die Gesamtunterschiede sind nicht signifikant (Chi<sup>2</sup>-Test). Die meisten Höhlenbrüter jedoch, kommen signifikant im Bannwald in größerer Dichte vor, während die Unterschiede für die Freibrüter nicht signifikant sind (Wilcoxon-Test).

Die durchschnittliche Zahl der Vogelregistrierungen pro 10 Hektar und Begang betrug im Bannwald 43 und im Wirtschaftswald 32 (Abb. 9). Sie lag im Bannwald um 25% höher als im Wirtschaftswald.

Tab. 20. Brutvögel im 16 Hektar großen Bannwald im Untersuchungsgebiet Conventwald

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	20,0	12,4	21,9	Dominanten			199
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	17,0	10,6	18,6		4	1	116
3.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	14,6	9,1	16,0				50
4.	Rotkehlchen ( <i>Erythacus rubecula</i> )	7,6	4,7	8,3				44
5.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	7,3	4,5	8,0		6		68
6.	Sommergoldhähnchen ( <i>Reg. ignicapillus</i> )	4,0	2,5	4,4	Subdominanten			17
7.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	3,3	2,1	3,6		5		44
8.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	3,3	2,1	3,6				15
9.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	3,0	1,9	3,3			1	21
10.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	2,3	1,4	2,5				20
11.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	2,0	1,2	2,2				12
12.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscop. sibilatrix</i> )	1,3	0,8	1,4	Influenten			8
13.	Sumpfmeise ( <i>Parus palustris</i> )	1,3	0,8	1,4			3	19
14.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1,0	0,6	1,1			3	19
15.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	1,0	0,6	1,1		1	1	15
16.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	1,0	0,6	1,1				5
17.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	0,6	0,4	0,7	Rezedenten			4
18.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	0,6	0,4	0,7				4
Reviergröße > 20 ha								
* 19.	Hohltaube ( <i>Columba oenas</i> )							4
20.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )							6
21.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )							5
22.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )							13
23.	Schwarzspecht ( <i>Dryocops martius</i> )							11
24.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )							3
25.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone corone</i> )							2
* 26.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )							1
<b>Summe:</b>		<b>91,2</b>	<b>56,8</b>	<b>100</b>		<b>18</b>	<b>14</b>	<b>695</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 21. Nahrungsgäste im Bannwald im Untersuchungsgebiet Conventwald

Nahrungsgäste im Bannwald Conventwald		Zahl der Registrierungen
1.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	14 (vor der Brutperiode)
2.	Bergfink ( <i>Fringilla montifringilla</i> )	6 (vor der Brutperiode)
3.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	2
4.	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	1
5.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes coccothraustes</i> )	2

Tab. 22. Brutvögel im 23 Hektar großen Wirtschaftswald im Untersuchungsgebiet Conventwald.

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	27,0	11,6	26,0	Dominanten			241
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	22,3	9,6	21,4		3	5	174
3.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	14,3	6,2	13,8				42
4.	Rotkehlchen ( <i>Eritacus rubecula</i> )	9,6	4,1	9,2				43
5.	Sommergoldhähnchen ( <i>Reg. ignicap.</i> )	5,3	2,3	5,1				21
6.	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	4,3	1,9	4,1	Subdominanten		2	32
7.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	4,3	1,9	4,1		1	1	29
8.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,6	1,1	2,5		1	2	14
9.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	2,6	1,1	2,5				18
10.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	2,3	1,0	2,2				28
11.	Waldaubsänger ( <i>Phyllosco. sibilatrix</i> )	2,3	1,0	2,2			1	12
12.	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	1,3	0,6	1,3	Influenten			5
13.	Sumpfmehse ( <i>Parus palustris</i> )	1,6	0,7	1,5		1		10
14.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	1,0	0,4	1,0				11
15.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	1,0	0,4	1,0				3
16.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	1,0	0,4	1,0		1		10
17.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	0,3	0,1	0,3		Rezedenten		
18.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	0,3	0,1	0,3				10
19.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	0,3	0,1	0,3				9
20.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	0,3	0,1	0,3				5
Reviergröße > 20 ha								
21.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )							13
22.	Hohltaube ( <i>Columba oenas</i> )							5
23.	Schwarzspecht ( <i>Dryocops martius</i> )							3
24.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )							3
25.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )							2
26.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone corone</i> )							2
27.	Habicht ( <i>Accipiter gentilis</i> )							1
28.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )							1
29.	Grauspecht ( <i>Picus canus</i> )							1
Summe:		104	45,1	100		7	11	729

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 23. Nahrungsgäste im Wirtschaftswald im Untersuchungsgebiet Conventwald

Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Conventwald		Zahl der Registrierungen
1.	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	5 (vor der Brutperiode)
2.	Bergfink ( <i>Fringilla montifringilla</i> )	2
3.	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes coccothraustes</i> )	1

#### 4.2.4 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf

Im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf kamen 25 Vogelarten im Bannwald und 17 Arten im Wirtschaftswald vor (siehe Tab. 24 und Tab. 26). Die Siedlungsdichte betrug 39 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 33 Reviere/10 Hektar im Wirtschaftswald. Die Siedlungsdichte der Vögel lag im Bannwald um 14 % höher als im Wirtschaftswald. Die Höhlenbrüter und die Freibrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald (Abb. 5).

Die Gesamtunterschiede sind nicht signifikant (Chi<sup>2</sup>-Test). Auch die Unterschiede in der Siedlungsdichte der einzelnen Höhlen- und Freibrüter sind nicht signifikant (Wilcoxon-Test).

Die Zahl der durchschnittlichen Vogelregistrierungen pro 10 Hektar und Begang betrug im Bannwald 36 und im Wirtschaftswald 28 (Abb. 9). Sie lag im Bannwald um 22% höher als im Wirtschaftswald.

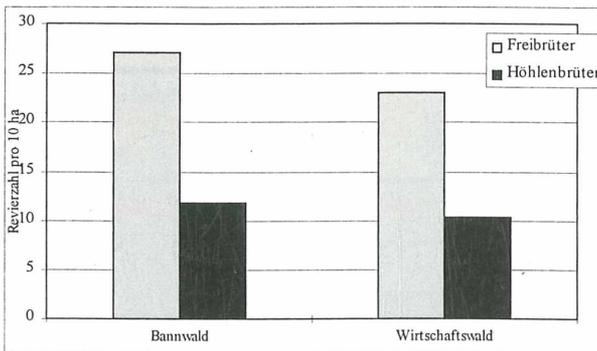


Abb. 5. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Hoher Ochsenkopf

Tab. 24. Brutvögel im 23 Hektar großen Bannwald des Untersuchungsgebietes Hoher Ochsenkopf

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	28,8	12,5	32,2	Dominanten	-	246
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	16,2	7,0	18,1		2	126
3.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	11,9	5,2	13,3			71
4.	Rotkehlchen ( <i>Eritacus rubecula</i> )	10,8	4,7	12,1			100
5.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	4,6	2,0	5,1	Subdominanten		1 45
6.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	4,0	1,7	4,5		-	21
7.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	3,0	1,3	3,4		1	40
8.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	2,3	1,0	2,6		1	29
9.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,0	0,9	2,2			12
10.	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	2,0	0,9	2,2			9
11.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	1,6	0,7	1,8	Influenten	1	34
* 12.	Dreizehenspecht ( <i>Picoides tridactylus</i> )	1,0	0,4	1,1			6
13.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	0,6	0,3	0,7	Rezedenten		1 25
14.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	0,3	0,1	0,3			13
15.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	0,3	0,1	0,3		1	13
<b>Reviergröße &gt; 20 ha</b>							
* 16.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )	+					6
17.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )	+					19
* 18.	Auerhuhn ( <i>Tetrao urogallus</i> )	++				1	7
* 19.	Sperlingskauz ( <i>Glaucidium passerinum</i> )	++					2
* 20.	Haselhuhn ( <i>Tetrastes bonasia</i> )	+					2
21.	Schwarzspecht ( <i>Dryocops martius</i> )	+					6
22.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone corone</i> )	+					2
* 23.	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )	+					2
24.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )	+					2
25.	Habicht ( <i>Accipiter gentilis</i> )	+					1
<b>Summe:</b>		<b>89,4</b>	<b>38,9</b>	<b>100</b>		<b>6</b>	<b>2 838</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 25. Nahrungsgäste im Bannwald im Untersuchungsgebiet Hoher Ochsenkopf

Nahrungsgäste im Bannwald Hoher Ochsenkopf	Zahl der Registrierungen
1. Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )	3
2. Sommergoldhähnchen ( <i>Regulus ignicapillus</i> )	3
3. Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	3
4. Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )	2
5. Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	1
6. Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1

In unmittelbarer Nähe des Bannwaldes brüteten Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), Baumpieper (*Anthus trivialis*) und der Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*). Als Durchzügler konnte ein Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes*) beobachtet werden und Mauersegler (*Apus apus*) jagten regelmäßig über den Baumwipfeln. Der Haselhuhnnachweis im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf bestätigte die von Herrn U. Dorka im Jahr zuvor gemachten Beobachtungen. Im Bannwald Hoher Ochsenkopf gab es einen Brutnachweis beim Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) durch das zufällige Auffinden einer brütenden Henne durch Kartierer der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt.

Tab. 26. Brutvögel im 23 Hektar großen Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Mittlerer Ochsenkopf

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien Regist.	
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	24,8	10,8	34,8	Dominanten	2	230	
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	13,2	5,8	18,5			81	
3.	Wintergoldhähnchen ( <i>Regulus regulus</i> )	14,0	6,1	19,7			82	
4.	Rotkehlchen ( <i>Eritacus rubecula</i> )	4,9	2,1	6,9			62	
5.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	4,2	1,8	5,9			1	47
6.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	2,3	1,0	3,2	Subdominanten	2	28	
7.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	2,3	1,0	3,2			1	20
8.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	2,3	1,0	3,2			21	
9.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	1,6	0,7	2,2			1	29
10.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	1,3	0,6	1,8	Influenten		6	
11.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	0,3	0,1	0,4	Rezedenten	1	10	
Reviergröße > 20 ha								
* 12.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )						4	
13.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )						22	
* 14.	Auerhuhn ( <i>Tetrao urogallus</i> )						3	
* 15.	Haselhuhn ( <i>Tetrastes bonasia</i> )						1	
16.	Schwarzspecht ( <i>Dryocops martius</i> )						1	
* 17.	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )						1	
Summe:		76,4	33,4	100		8	2	646

\* = Vogelart die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 27 Nahrungsgäste im Wirtschaftswald im Untersuchungsgebiet Mittlerer Ochsenkopf

Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Hoher Ochsenkopf		Zahl der Registrierungen
1.	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )	8 (Schwarm)
2.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	3
3.	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	3
4.	Fitis ( <i>Phylloscopus phylloscopus</i> )	1
5.	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	1
6.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	1
7.	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	1

In unmittelbarer Nähe des Wirtschaftswaldes brüteten Ringdrossel (*Turdus torquatus*), Singdrossel (*Turdus philomelos*), und Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*). Mauersegler (*Apus apus*) jagten regelmäßig über den Baumwipfeln und als Durchzügler konnte ein Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) beobachtet werden.

#### 4.2.5 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Wilder See

Im Untersuchungsgebiet Wilder See kamen 31 Vogelarten im Bannwald und 26 Arten im Wirtschaftswald vor (siehe Tab. 28 und Tab. 30). Die Siedlungsdichte betrug 45 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 39 Reviere/10 Hektar im Wirtschaftswald. Die Siedlungsdichte der Vögel lag im Bannwald um 16 % höher als im Wirtschaftswald. Die Höhlenbrüter und die Freibrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald (Abb. 6).

Die Gesamtunterschiede sind nicht signifikant (Chi<sup>2</sup>-Test). Auch die Unterschiede in der Siedlungsdichte der einzelnen Höhlen- und Freibrüter sind nicht signifikant (Wilcoxon-Test).

Die durchschnittliche Anzahl von Vogelregistrierungen pro Hektar betrug im Bannwald 34 und im Wirtschaftswald 38 (Abb.9). Sie lag im Wirtschaftswald um 10 % höher als im Bannwald.

Im angrenzenden Bannwaldbereich brüteten im August mehrere Paare des Fichtenkreuzschnabels (*Loxia curvirostra*). Auch der Sperber (*Accipiter nisus*) konnte dort öfters beobachtet werden. Am Wilden See brüteten Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), Stockente (*Anas platyrhynchos*) und Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*) mit jeweils einem Brutpaar. Als Durchzügler hielten sich Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*), jeweils von August bis November, im Gebiet auf.

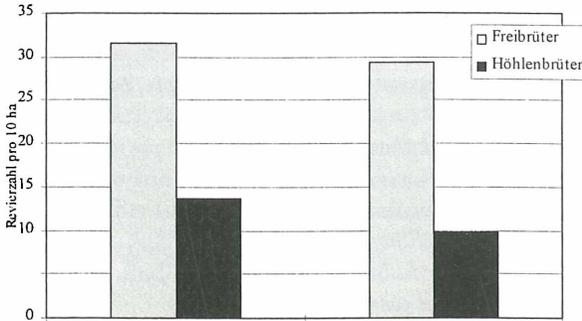


Abb. 6. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Wilder See

Tab. 28. Brutvögel im 32 ha großen Bannwaldabschnitt des Untersuchungsgebietes Wilder See

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	33,5	10,5	23,3	Dominanten		1	277
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	26,6	8,4	18,5				165
3.	Rotkehlchen ( <i>Eritacus rubecula</i> )	19,9	6,3	13,8				122
4.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	13,6	4,3	9,5				71
5.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	6,3	2,0	4,4	Subdominanten		1	47
6.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	5,3	1,7	3,7				49
7.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	4,9	1,5	3,4				24
8.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	4,3	1,4	3,0				16
9.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	4,0	1,3	2,8		2		45
10.	Sommersgoldhähnchen ( <i>Reg. ignicapil.</i> )	4,0	1,3	2,8				14
11.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	3,0	0,9	2,1				32
12.	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	3,0	0,9	2,1				28
13.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	3,0	0,9	2,1				26
14.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	3,0	0,9	2,1				13
15.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	2,3	0,7	1,6	Influenten	2	2	51
16.	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	2,3	0,7	1,6				18
17.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,0	0,6	1,4			1	11
18.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	1,0	0,3	0,7	Rezedenten			5
19.	Gartengrasmücke ( <i>Sylvia borin</i> )	1,0	0,3	0,7				9
20.	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	0,3	0,1	0,2				7
21.	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	0,3	0,1	0,2				4
* 22.	Dreizehenspecht ( <i>Picoides tridactylus</i> )	0,3	0,1	0,2				4
<b>Reviergröße &gt; 20 ha</b>								
* 23.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )		+					11
* 24.	Sperlingskauz ( <i>Glaucid. passerinum</i> )		++			1		3
25.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )		++			1		5
26.	Schwarzspecht ( <i>Drycopus martius</i> )		+					17
27.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )		+					11
* 28.	Auerhuhn ( <i>Tetrao uvogallus</i> )		+					4
29.	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )		+					2
30.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )		+					1
31.	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )		+					1
<b>Summe:</b>		<b>143,9</b>	<b>45,3</b>	<b>100</b>		<b>4</b>	<b>5</b>	<b>1093</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 29. Nahrungsgäste im Bannwaldgebiet Wilder See

Nahrungsgäste im Bannwaldgebiet Wilder See		Zahl der Registrierungen
1.	Zitronengirlitz ( <i>Serinus citrinella</i> )	4 (nur randlich)
2.	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )	2
3.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	3
4.	Gartenrotschwanz ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )	1
5.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	1

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 30. Brutvögel im 22 ha großen Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Wilder See

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien	Regist.
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	26,6	12,1	31,3	Dominanten		1	285
2.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	13,6	6,2	16,0		-		77
3.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	9,2	4,2	10,8		5	1	73
4.	Rotkehlchen ( <i>Eriothacus rubecula</i> )	7,8	3,5	9,2			-	75
5.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	6,9	3,1	8,1		1	1	77
6.	Sommergoldhähnchen ( <i>Reg. ignicapill.</i> )	5,3	2,4	6,2		-		27
7.	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	2,3	1,0	2,7	Subdominanten		1	32
8.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	2,2	1,0	2,6				24
9.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	2,0	0,9	2,4				25
10.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	1,6	0,7	1,9	Influenten			17
11.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	1,0	0,5	1,2				10
12.	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	1,3	0,6	1,5				14
13.	Gartenrotschwanz ( <i>Phoen. phoenicurus</i> )	1,3	0,6	1,5				11
14.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	1,0	0,5	1,2		1	1	13
* 15.	Zitronengirlitz ( <i>Serinus citrinella</i> )	1	0,5	1,2				16
16.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	0,6	0,3	0,7	Rezedenten			19
17.	Mönchsgasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	0,6	0,3	0,7				12
18.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	0,3	0,1	0,4				8
19.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	0,3	0,1	0,4				3
Reviergröße > 20 ha								
* 21.	Auerhuhn ( <i>Tetrao urogallus</i> )	+						4
* 20.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rustica</i> )	+						2
22.	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )	+						3
23.	Schwarzspecht ( <i>Dryocops martius</i> )	+						3
* 24.	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )	+						1
25.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )	+						1
* 26.	Kolkrabe ( <i>Corvus corax</i> )	+						1
<b>Summe:</b>		<b>86,2</b>	<b>39,2</b>	<b>100</b>		<b>7</b>	<b>5</b>	<b>833</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

In unmittelbarer Nähe des Wirtschaftswaldes brüteten mehrere Paare des Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*). Als Durchzügler konnten Rotdrosseln (*Turdus iliacus*) beobachtet werden. Außerhalb wurden der Mäusebussard (*Buteo buteo*), und außerhalb der Brutzeit der Kolkrahe (*Corvus corax*) regelmäßig beobachtet.

Tab. 31. Nahrungsgäste im Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Wilder See

Nahrungsgäste im Bannwaldgebiet Wilder See		Zahl der Registrierungen
1.	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )	7 (Schwarm)
2.	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	3
3.	Fitis ( <i>Phylloscopus phylloscopus</i> )	2
4.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	2
5.	Hausrotschwanz ( <i>Phoenicurus ochruros</i> )	2
6.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	1

#### 4.2.6 Brutvögel im Untersuchungsgebiet Napf

Im Untersuchungsgebiet Napf kamen 31 Vogelarten im Bannwald und 29 Arten im Wirtschaftswald vor (siehe Tab. 32 und Tab. 34). Die Siedlungsdichte betrug 58 Reviere/10 Hektar im Bannwald und 59 Reviere/10 Hektar im Wirtschaftswald. Die Höhlenbrüter kommen im Bannwald in größerer Siedlungsdichte vor als im Wirtschaftswald und die Freibrüter kommen im Wirtschaftswald in größerer Siedlungsdichte vor als im Bannwald (Abb. 7).

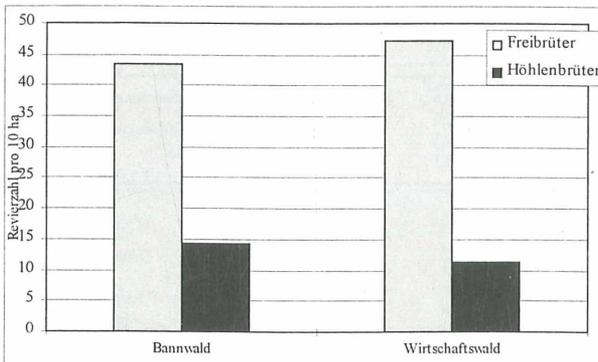


Abb. 7. Siedlungsdichte der Brutvögel im Untersuchungsgebiet Napf

Die Unterschiede sind nicht signifikant ( $\chi^2$ -Test). Auch die Unterschiede in der Siedlungsdichte der einzelnen Höhlen- und Freibrüter sind nicht signifikant (Wilcoxon-Test).

Die durchschnittliche Anzahl registrierter Vögel pro Hektar war mit 41 Registrierungen im Bannwald und 44 Registrierungen im Wirtschaftswald fast identisch (Abb.9). Im angrenzenden Bannwaldbereich brüteten vermutlich Fichtenkreuzschnäbel (*Loxia curvirostra*). Der Sperber (*Accipiter nisus*) konnte dort rufend beobachtet werden, zudem regelmäßig Kolkkraben (*Corvus corax*) und Ringeltauben (*Columba palumbus*). Im Winter erschienen Bergfinken (*Fringilla montifringilla*) im Bannwald als häufige Wintergäste. In den angrenzenden Freiflächen brüteten Zippammer (*Emberiza cia*) und Baumpieper (*Anthus trivialis*).

Tab. 32. Brutvögel im 20 Hektar großen Bannwaldabschnitt des Untersuchungsgebietes Napf.

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien Regist.	
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	36,6	18,3	31,6	Dominanten		288	
2.	Rotkehlchen ( <i>Eritbacus rubecula</i> )	17,6	8,8	15,2		96		
3.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	11,0	5,5	9,5		63		
4.	Wintergoldhähnchen ( <i>Reg. regulus</i> )	9,3	4,7	8,0		55		
5.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	9,2	4,6	7,9		60		
6.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	3,3	1,7	2,8	Subdominanten	1	28	
7.	Zeisig ( <i>Spinus spinus</i> )	3,0	1,5	2,6		30		
8.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	3,0	1,5	2,6		23		
9.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	3,0	1,5	2,6		34		
10.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	2,6	1,3	2,2		21		
11.	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	2,3	1,2	2,0		14		
12.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	2,3	1,2	2,0		9		
13.	Sommersgoldhähnchen ( <i>Reg. ignicapill.</i> )	2,0	1,0	1,7		Influenten		9
14.	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	1,6	0,8	1,4	12			
15.	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	1,6	0,8	1,4	1		8	
16.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	1,3	0,7	1,1	13			
17.	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	1,3	0,7	1,1	12			
18.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	1,0	0,5	0,9	Rezedennten		7	
19.	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	1,0	0,5	0,9		3		
20.	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	1,0	0,5	0,9		3		
21.	Gartenrotschwanz ( <i>Phoen. phoenicurus</i> )	0,3	0,2	0,3		1		
22.	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curviro</i> )	0,3	0,2	0,3		12		
23.	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	0,3	0,2	0,3		6		
* 24.	Dreizehenspecht ( <i>Picoides tridactylus</i> )	0,3	0,2	0,3		1	4	
25.	Wacholderdrossel ( <i>Turdus pilaris</i> )	0,3	0,2	0,3		2		
26.	Bergstelze ( <i>Motacilla cinerea</i> )	0,3	0,2	0,3		2		
<b>Reviergröße &gt; 20 ha</b>								
27.	Schwarzspecht ( <i>Drycopus martius</i> )							10
28.	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )							1
* 29.	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )							1
30.	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )							1
* 31.	Auerhuhn ( <i>Tetrao urogallus</i> )						1	
<b>Summe:</b>		115,8	57,9	100		0	4	817

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 33. Nahrungsgäste im Bannwaldabschnitt des Untersuchungsgebietes Napf

Nahrungsgäste im Bannwaldgebiet Napf		Zahl der Registrierungen
1.	Buntspecht ( <i>Dendrocopos major</i> )	2
2.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	2
3.	Bachstelze ( <i>Motacilla alba</i> )	1

Tab. 34: Brutvögel im 15 Hektar großen Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Napf

Lfd.Nr.	Vogelart	Reviere	Abundanz Rev./10ha	Dominanz in %	Dominanzklasse	Nestfunde	Familien Regist.	
1.	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	27,3	18,2	31,1	Dominanten		209	
2.	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	8,0	5,3	9,1			50	
3.	Wintergoldhähnchen ( <i>Regulus regulus</i> )	7,0	4,7	8,0			46	
4.	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	5,3	3,5	6,0			43	
5.	Rotkehlchen ( <i>Eriothacus rubecula</i> )	4,6	3,1	5,2			42	
6.	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	4,3	2,9	4,9	Subdominanten		1	
* 7.	Zitronengirlitz ( <i>Serinus citrinella</i> )	4,3	2,9	4,9			22	
8.	Zeisig ( <i>Spinus spinus</i> )	4,3	2,9	4,9			36	
9.	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	4,0	2,7	4,6			14	
10.	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	3,6	2,4	4,1			20	
11.	Heckenbraunelle ( <i>Prune. modularis</i> )	3,2	2,1	3,6			18	
12.	Sommergoldhähnchen ( <i>Reg. ignicapil.</i> )	2,0	1,3	2,3			9	
13.	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	2,0	1,3	2,3			15	
14.	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	2,0	1,3	2,3			1	
15.	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	1,6	1,1	1,8		Influenten		11
16.	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	1,3	0,9	1,5				14
17.	Waldbaumläufer ( <i>Certhia familiaris</i> )	1,0	0,7	1,1			1	8
18.	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	0,6	0,4	0,7		Rezedenten		3
19.	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	0,3	0,2	0,3				5
20.	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	0,3	0,2	0,3			1	
21.	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Lox. curvirostra</i> )	0,3	0,2	0,3			26	
22.	Gartenrotschwanz ( <i>Phoen. phoenicurus</i> )	0,3	0,2	0,3			2	
23.	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocac.</i> )	0,3	0,2	0,3			6	
<b>Reviergröße &gt; 20 ha</b>								
24.	Schwarzspecht ( <i>Drycopus martius</i> )							6
* 25.	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )							4
* 26.	Auerwild ( <i>Tetrao urogallus</i> )							3
27.	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )						4	
28.	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone</i> )						3	
29.	Kolkrahe ( <i>Corvus corax</i> )						1	
<b>Summe:</b>		<b>87,9</b>	<b>58,6</b>	<b>100</b>		<b>1</b>	<b>3</b>	<b>657</b>

\* = Vogelart, die in der Roten Liste der in der BRD gefährdeten Tier- und Pflanzenarten enthalten ist.

Tab. 35. Nahrungsgäste im Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Napf

Nahrungsgäste im Wirtschaftswald Napf		Zahl der Registrierungen
1.	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	3
2.	Fitis ( <i>Phylloscopus phylloscopus</i> )	2

Im an die Wirtschaftswaldfläche angrenzenden Wald brüteten vermutlich Fichtenkreuzschnäbel (*Loxia curvirostra*). Außerhalb wurden der Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Bergfinken (*Fringilla montifringilla*) als häufige Wintergäste beobachtet.

#### 4.2.7 Ähnlichkeitsindizes und Diversitäten

Zur Charakterisierung der Unterschiede zwischen zwei Avicoenosen werden verschiedene Kenngrößen verwendet. Die Ähnlichkeitsindizes zeigen das Ausmaß der Unterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswald in Bezug auf die Artenzahlen und deren Häufigkeiten.

Tab. 36. Ähnlichkeitsgrad der Flächenpaare Bannwald/Wirtschaftswald in den verschiedenen Untersuchungsgebieten.

Untersuchungsgebiete	Sörensen Index	Renkonen Index
Conventwald	85	85
Bechtaler Wald	92	84
Sommerberg	92	82
Ochsenkopf	86	84
Wilder See	78	73
Napf	78	78

Aus Tabelle 36 wird ersichtlich, daß die miteinander verglichenen Flächen relativ große Ähnlichkeit, sowohl in Bezug auf das Artenspektrum als auch in Bezug auf die Häufigkeiten der einzelnen Arten, haben. In Anhang 8.3 findet sich eine Übersicht über den Ähnlichkeitsgrad aller Flächen in allen Gebieten. Die für die Untersuchung ausgewählten Flächenpaare weisen meist die größten Ähnlichkeiten auf.

Der Diversitätsindex nach Shannon-Wiener gibt den Grad der Ungewißheit dafür an, bei einer zufälligen Beobachtung eine ganz bestimmte Art vorzufinden. Er liefert eine Aussage über die Struktur der Artengemeinschaft (MÜHLENBERG 1993). Insgesamt sind nach MÜHLENBERG (1993) bei freilandökologischen Untersuchungen Diversitätswerte zwischen 1,5 und 4,5 zu erwarten, während die Evenness zwischen 0 und 1 liegt. Unterschiede in den Diversitäten zwischen Bann- und Wirtschaftswald würden auf unterschiedlich aufgebaute Avicoenosen hindeuten. Deutlich voneinander abweichende Artenzahlen oder anders verteilte Häufigkeiten der Reviere auf die einzelnen Arten wären die Ursachen.

Tab. 37: Diversität und Evenness der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiete	Bannwald Diversität	Wirtschaftswald Diversität	Bannwald Evenness	Wirtschaftswald Evenness
Conventwald	2,43	2,29	0,80	0,78
Bechtaler Wald	2,73	2,79	0,83	0,87
Sommerberg	2,85	2,63	0,86	0,83
Ochsenkopf	2,25	2,06	0,75	0,76
Wilder See	2,56	2,30	0,77	0,75
Näpf	2,41	2,55	0,74	0,79

Die Diversitäten der Vogelgemeinschaften der verglichenen Bann- und Wirtschaftswälder weichen kaum voneinander ab (siehe Tab. 37). Tendenzen genereller Unterschiede zwischen den beiden Waldformen sind nicht erkennbar und die Diversitätswerte der verglichenen Bann- und Wirtschaftswaldpaare unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (T-Test). Auch die Evenness zeigt kaum Unterschiede, sie liegt immer über 0,74. Die Untersuchungsgebiete Bechtaler Wald und Sommerberg erreichen die höchsten Diversitätswerte und weisen gleichzeitig den höchsten Übereinstimmungsgrad in Bezug auf die Anzahl gemeinsamer Vogelarten (Sörensen-Index) auf.

#### 4.2.8 Vergleich der Gesamtabundanzen und der Registrierungshäufigkeiten

Die Ergebnisse des letzten Kapitels zeigen, daß sich die Bann- und Wirtschaftswälder innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebiete hinsichtlich Artenzusammensetzung und Revierverteilung der Vogelarten ähnlich sind. Dennoch gab es von einigen Vogel-

arten, nämlich Kleinspecht, Grauspecht, Dreizehenspecht und Sperlingskauz, nur in den Bannwäldern Brutnachweise, während Zitronengirlitze nur in den Wirtschaftswäldern brütend gefunden wurden. Der Vergleich der Vogelartenzahlen macht die Unterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswäldern deutlich (siehe Tab. 38). Die Zahl der Brutvogelarten ist direkt von der gewählten Flächengröße abhängig (REICHHOLF 1980, ELLENBERG 1985, FLADE 1994). Die von Reichholf entwickelte Formel ( $S = c \times A_z$ , wobei  $S$  = Artenzahl,  $c = 43$ ,  $z = 0,14$  und  $A$  = Flächengröße in  $\text{km}^2$ ) erlaubt eine einfache Berechnung der Zahl potentieller Vogelarten innerhalb der untersuchten Flächen. Die Differenzen zwischen den nach der Formel errechneten Artenzahlen liefern einen Korrekturfaktor für die Untersuchungsgebiete unter Berücksichtigung der verschiedenen Flächengrößen. In der letzten Spalte von Tabelle 38 sind die korrigierten Differenzen der Artenzahlen eingetragen. Bei negativem Vorzeichen ist die Zahl der Vogelarten im Bannwald größer, bei positivem Vorzeichen im Wirtschaftswald. In 5 von 6 Untersuchungsgebieten gab es in den Bannwäldern mehr Vogelarten als im Wirtschaftswald. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächengröße wird diese Tendenz verstärkt.

Tab. 38. Vergleich der Vogelartenzahl in den Untersuchungsflächen.

Untersuchungsgebiet	Bannwald Artenzahl	Wirtschaftswald Artenzahl	Differenz Artenzahl	Korrekturfaktor Flächengröße	Korrekturdifferenz Artenzahl
Bechtaler Wald	30	29	-1	-3	-4
Sommerberg	31	27	-4	-2	-6
Conventwald	26	29	+3	-2	+1
Hoher und Mittlerer Ochsenkopf	25	17	-8	0	-8
Wilder See - Hornisgrinde	31	26	-5	+2	-3
Näpf	31	29	-2	+1	-1

Die ökologischen Rahmenbedingungen der Eichen-Hainbuchenwälder der Tieflagen, der Bergmischwälder im montanen Bereich und der fichtenreichen Nadelwälder der Hochlagen sind sehr unterschiedlich. Sie führen sowohl zu unterschiedlichen Artenspektren als auch zu den großen Unterschieden in der Siedlungsdichte und der Registrierungshäufigkeit der Vögel. In den Abbildungen 8 und 9 wird deutlich, daß in den Laubmischwäldern der tieferen Lagen die Zahl der Vogelregistrierungen und der Vogelreviere mehr als doppelt so hoch ist wie in den Hochlagen.

In 5 von 6 Untersuchungsgebieten ist die Siedlungsdichte der Vogelarten insgesamt im Bannwald größer als im Wirtschaftswald (Abb. 8). Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald sind die Unterschiede hochsignifikant, im Untersuchungsgebiet Sommerberg sind die Unterschiede signifikant und in den übrigen Untersuchungsgebieten nicht signifikant ( $\text{Chi}^2$ -Test).

Vergleicht man die Siedlungsdichte der einzelnen Vogelarten paarweise, findet sich die größere Dichte der meisten Vogelarten in 5 von 6 Fällen im Bannwald. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald besitzen die meisten Vogelarten hochsignifikant im Bannwald größere Siedlungsdichten, in den Untersuchungsgebieten Sommerberg, Conventwald, Hoher und Mittlerer Ochsenkopf und Wilder See überwiegen sie im Bannwald signifikant, im Untersuchungsgebiet Napf gibt es keine signifikanten Unterschiede (Vorzeichen-Test).

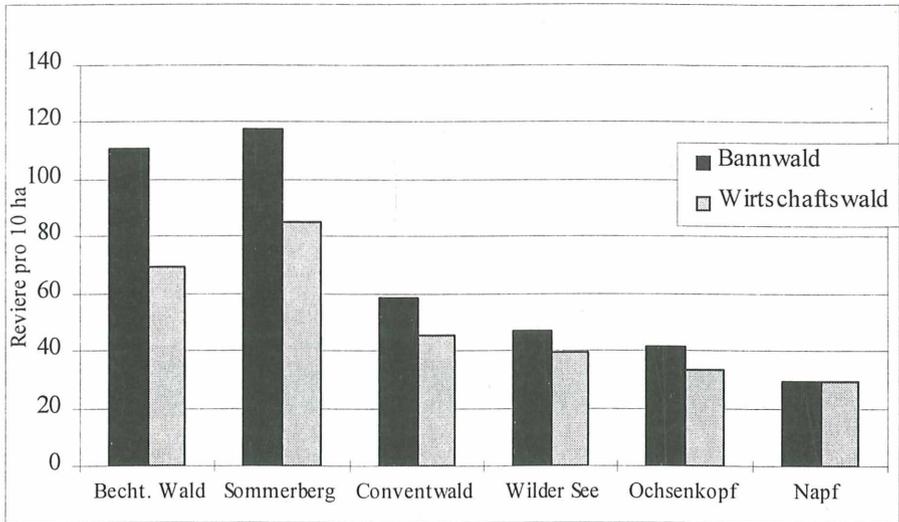


Abb. 8: Vergleich der Siedlungsdichten

Die Anzahl der Vogelregistrierungen pro 10 Hektar und Begang liegt im Bannwald in 4 von 6 Gebieten über der Anzahl der Vogelregistrierungen im Wirtschaftswald (Abb. 9). In den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald, Sommerberg und Conventwald sind die Unterschiede signifikant, in den Untersuchungsgebieten Wilder See, Hoher Ochsenkopf und Napf sind sie nicht signifikant (U-Test, Mann-Whitney). Zur Durchführung des Testes wurden die Registrierungshäufigkeiten pro Begang als Stichproben zugrundegelegt. Im Untersuchungsgebiet Conventwald waren es 15 Begänge in den anderen Gebieten jeweils 10 Begänge.

Vergleicht man die Anzahl der Registrierungen der einzelnen Vogelarten paarweise, findet sich die größere Zahl von Registrierungen der meisten Vogelarten in 4 von 6 Fällen im Bannwald. In den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald, Sommerberg, Hoher und Mittlerer Ochsenkopf und Conventwald überwiegen sie im Bannwald signifikant, in den Untersuchungsgebieten Wilder See und Napf gibt es keine signifikanten Unterschiede (Vorzeichen-Test).

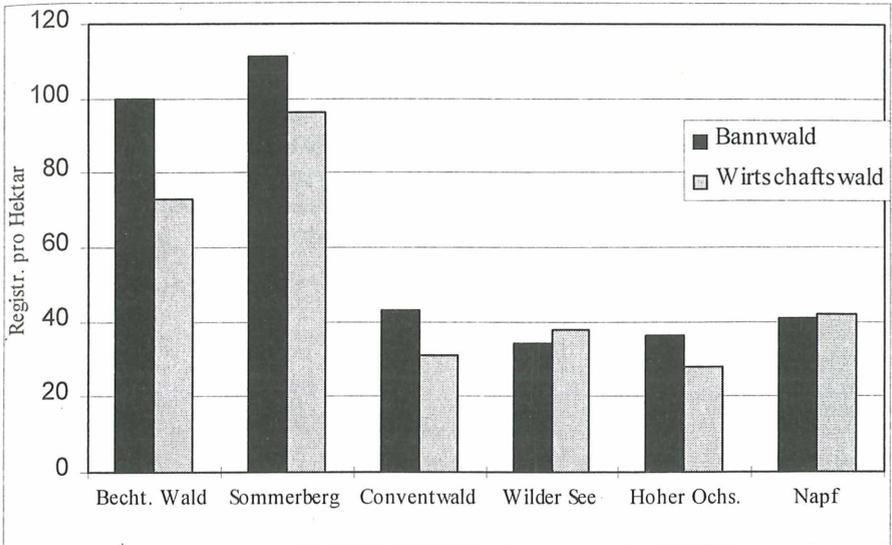


Abb. 9: Vergleich der Registrierungshäufigkeiten

#### 4.2.9 Siedlungsdichte der Höhlen- und Freibrüter

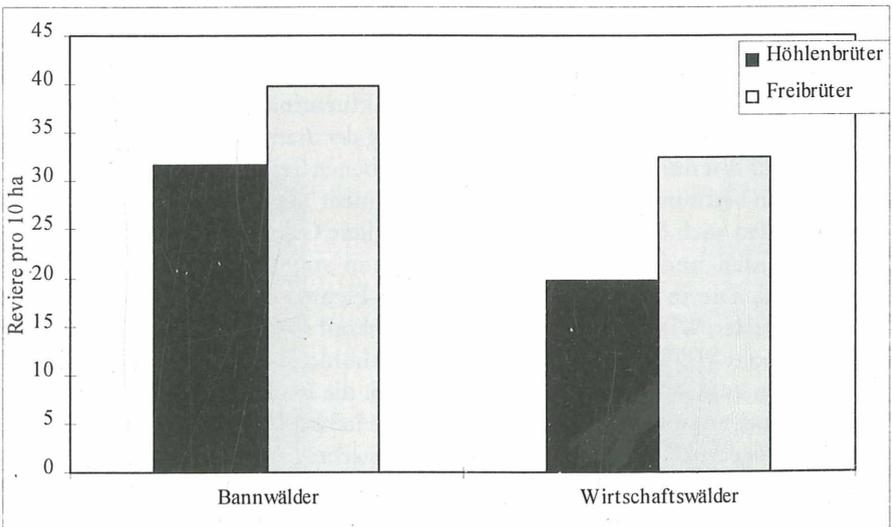


Abb. 10: Durchschnittliche Revierzahlen in Bann- und Wirtschaftswäldern

Die Siedlungsdichte der Höhlenbrüter ist in den Bannwäldern größer als im Wirtschaftswald (Abb. 10). Der Unterschied ist signifikant ( $\text{Chi}^2$ -Test). Die Siedlungsdichte der Freibrüter ist im Bannwald ebenfalls höher als im Wirtschaftswald (Abb. 10), dieser Unterschied ist aber nicht signifikant ( $\text{Chi}^2$ -Test).

Der prozentuale Anteil der Höhlenbrüter an der Siedlungsdichte der Brutvögel schwankt zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten erheblich. In den Eichen-Hainbuchenwäldern Bechtaler Wald und Sommerberg liegt er bei über 50% der Vogelreviere, im hochmontanen Nadelwald des Untersuchungsgebietes Napf bei 20% der Vogelreviere.

#### 4.2.10 Erfassung der Bruthöhlen

In den verschiedenen Bannwäldern wurden während der morgendlichen Begänge zur Erfassung der Siedlungsdichte auch die gefundenen Bruthöhlen notiert. Die Ergebnisse wurden in Tabelle 39 für die einzelnen Baumarten getrennt aufgelistet. Es zeigte sich, daß bei Fichte und Tanne die abgestorbenen Bäume von den höhlenbrütenden Vogelarten stark genutzt wurden. Bei den Laubbaumarten wurden mehr lebende als tote Bäume zur Brut genutzt. Der größte Anteil benutzter Bruthöhlen entfällt dort auf die Stare, die in ehemaligen Buntspechthöhlen brüteten. Diese Höhlen befanden sich zum größten Teil in alten Eichen, die oft noch gesund und vital waren. Auch RAUH (1993) fand bei seiner Erfassung von Höhlen in einem bayrischen Naturwaldreservat mit Eichen-Hainbuchenbestand, daß vor allem Eichen als Höhlenbäume gewählt wurden.

Um die Bevorzugung oder Ablehnung stehender toter Bäume durch Höhlenbrüter zu erkennen, ist es notwendig, das Angebot, also die Anteile an toten und lebenden Bäumen, zu kennen. Die Ergebnisse aus den Strukturaufnahmen der FVA (siehe Kapitel 4.1) lieferten einen Einblick in die Verteilung der Stammzahlen toter und lebender Bäume auf den durch die Probekreise vorgegebenen Teilflächen (Tab. 39). Da sich Bruthöhlen in bestimmten Baumarten oft nur in einem Teil der Untersuchungsgebiete fanden, wurden auch beim Angebot nur jeweils diese Gebiete berücksichtigt.

Die Bruthöhlen und Stammzahlen der Tannen stammen aus dem Bannwald Conventwald. Die in der Tabelle aufgeführten Fichten stammen aus den beiden Bannwaldgebieten Wilder See und Hoher Ochsenkopf sowie aus dem totholzreichen Wirtschaftswald Mittlerer Ochsenkopf. Die Bruthöhlen und Stammzahlen der Kirsche stammen aus dem Bannwald Bechtaler Wald, die Buchen aus den Bannwäldern Bechtaler Wald, Sommerberg und Conventwald. Hainbuchen und Eichen wurden in den Bannwaldgebieten Bechtaler Wald und Sommerberg aufgenommen. Bei allen in Tabelle 39 aufgetragenen Baumarten, mit Ausnahme der Kirsche, ist die Bevorzugung der toten Bäume hochsignifikant. Bei der Kirsche, von der nur relativ wenige Bäume erfaßt wurden, sind die Unterschiede nicht signifikant.

Auch die Präferenzindizes (Abb. 11) zeigen, daß abgestorbene Bäume in den Bannwäldern von den Höhlenbrütern als Brutbäume bevorzugt wurden.

Insgesamt läßt sich sagen, daß die untersuchten Bannwälder mit ihren höheren Totholzvorräten für höhlenbrütende Vogelarten attraktiver waren als die Wirtschaftswälder und die abgestorbenen Bäume verstärkt zur Anlage von Bruthöhlen genutzt wurden. Vermutlich geht die höhere Siedlungsdichte der Höhlenbrüter in den Bannwäldern wesentlich darauf zurück. Zur näheren Analyse ist allerdings eine artspezifische Betrachtung der unterschiedlichen Häufigkeiten in Bann- und Wirtschaftswäldern notwendig.

Tab. 39. Bruthöhlen und Stammzahlen lebender und toter Bäume (BHD > 10 cm)

Bruthöhlen	lebend	tot	Stammzahlen	lebend %	tot %	Chi <sup>2</sup> -Test
Tanne (n=13)	0	13	Tanne (n=247)	77	23	p < 0,001
Fichte (n=30)	4	26	Fichte (n=10084)	69	31	p < 0,001
Kirsche (n=20)	13	7	Kirsche (n=23)	71	29	p > 0,05
Buche (n=18)	15	3	Buche (n=200)	94	6	p < 0,001
Hainbuche (n=9)	7	2	Hainbuche (n=916)	94	6	p < 0,001
Eiche (n=79)	64	15	Eiche (n=319)	91	9	p < 0,001

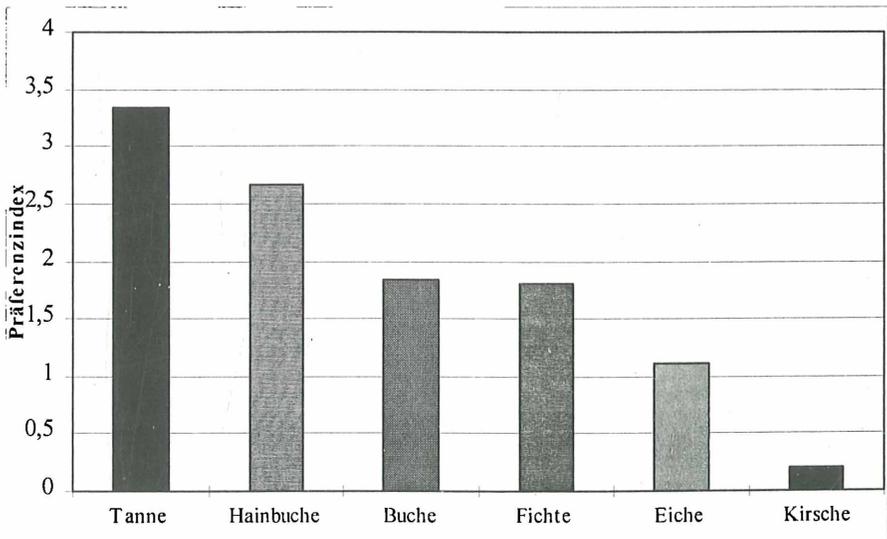


Abb. 11. Bevorzugung des Totholzes als Brutraum bei verschiedenen Baumarten (BHD > 10 cm, Datenbasis siehe Tab. 39)

#### 4.2.11 Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit der einzelnen Vogelarten

In Tabelle 40 sind die Unterschiede der Registrierungshäufigkeit für alle Vogelarten in allen Untersuchungsgebieten dargestellt. Um die Zahlen zu erhalten, wurden die Registrierungshäufigkeiten für jede einzelne Vogelart und Untersuchungsfläche (siehe Spalte „Regist.“ der Tabellen 12 bis 35) auf jeweils 10 ha umgerechnet. Danach wurden die Wertepaare Bannwald/Wirtschaftswald für jede Vogelart voneinander subtrahiert. Bei Zahlen mit positivem Vorzeichen war die Registrierungsdichte im Bannwald größer, bei Zahlen mit negativem Vorzeichen im Wirtschaftswald. Wenn sich die Zahl Null im Wertefeld befindet, war die Registrierungshäufigkeit in Bann- und Wirtschaftswald gleich. Bleibt das Wertefeld leer, kam die betreffende Vogelart in dem Gebiet nicht vor.

Die statistische Überprüfung der Unterschiede mit dem Chi<sup>2</sup>-Test erfolgte an den verschiedenen Registrierungshäufigkeiten und nicht an den in der Tabelle sichtbaren Differenzbeträgen. Im Test wurde die Gesamtzahl der Beobachtungen im Bannwald mit der Gesamtzahl der Beobachtungen im Wirtschaftswald verglichen. Ein \* hinter der Zahl in der Tabelle bedeutet signifikante, zwei \* bedeuten hochsignifikante Unterschiede in den Registrierungshäufigkeiten zwischen Bann- und Wirtschaftswald (Chi<sup>2</sup>-Test). In grau markierten Feldern war die Registrierungshäufigkeit im Bannwald signifikant größer, in mit hervorgehobenen Rahmen markierten Feldern war die Registrierungshäufigkeit im Wirtschaftswald signifikant größer.

Die grau markierten Vogelarten der 2 Spalte wurden in den Bannwäldern insgesamt signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (Wilcoxon-Test). Im folgenden wird die Art des Testes nicht mehr jedesmal genannt, sie geht aus der Beschriftung der Tabelle hervor.

Tab. 40. Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit der Vogelarten (nähere Erläuterungen siehe Text)

Nr.	Vogelarten	Bech. Wald	Sommerberg	Conventwald	Ochsenkopf	Wilder See	Napf
1	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	-28,4	-72,4 **	-2,3	-3,5	6,8	1,2
2	Auerwild ( <i>Tetrao urogallus</i> )				1,7	-0,6	-1,3
3	Bachstelze ( <i>Motacilla alba</i> )						0,5
4	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )		0,8		-0,4	-5,1	-7,3 *
5	Bergfink ( <i>Fringilla montifringilla</i> )			2,8			
6	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	24,0 *	-22,8	6,6			
7	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	28,5 *	-0,9	20,0	6,5	-42,4 *	4,7
8	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	27,9 **	27,9 *	5,0	2,6	10,1 *	-2,3
9	Dreizehenspecht ( <i>Picoides tridactylus</i> )				2,6	1,3	2,0
10	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	8,4	4,1	7,9	0,0	-2,7	-1,0
11	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )				-2,2	2,8	-9,3
12	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	1,6	-0,7		-0,4	4,8	-1,3
13	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	2,1	19,0 *	23,1	8,7	2,8	11,7
14	Gartengrasmücke ( <i>Sylvia borin</i> )					2,8	
15	Gartenrotschwanz ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )					-4,7	-0,8
16	Bergsstelze ( <i>Motacilla cinerea</i> )						1,0
17	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )			0,6	0,0		5,0

Nr.	Vogelarten	Bech. Wald	Sommerberg	Conventwald	Ochsenkopf	Wilder See	Napf
18	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	0,4	6,1	-2,2			
19	Grauspecht ( <i>Picus canus</i> )		3,8	-0,4			
20	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )	-0,2	3,6				
21	Habicht ( <i>Accipiter accipiter</i> )			-0,4	0,4		
22	Halsbandschnäpper ( <i>Ficedula albicollis</i> )		0,6				
23	Haselhuhn ( <i>Tetrastes bonasia</i> )				0,4		
24	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )			3,2	-1,0	3,6	0,2
25	Hausrotschwanz ( <i>Phoenicurus ocyroos</i> )					-0,9	
26	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )		1,6		6,5	-3,4	-6,0
27	Hohltaube ( <i>Columba oenas</i> )			0,3			
28	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco.</i> )	-10,5	1,3	1,2			
29	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	18,8 *	47,0 **	29,8 **	5,7	0,7	6,0 *
30	Kohlspecht ( <i>Dendrocopos minor</i> )	2,4	5,1				
31	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	11,7	19,3	-0,7			
32	Kolkrabe ( <i>Corvus corax</i> )					-0,5	-0,7
33	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )	0,5	6,4	0,6		0,6	
34	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )	7,2	-2,4	7,2 *	0,9	0,3	0,5
35	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )		10,2	1,8	8,2	2,3	2,0
36	Mittelspecht ( <i>Dendrocopos medius</i> )	8,8	11,1				
37	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	19,8	5,4	-5,3		-1,4	-5,8
38	Pirol ( <i>Oriolus oriolus</i> )	6,0					
39	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone</i> )	7,6		0,8	0,9		-2,0
40	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )				0,0	0,0	1,0
40	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )				3,9 *	-5,7	-6,0
41	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )	9,4	5,0	-2,5	-1,3	3,0	-2,7
42	Rotkehlchen ( <i>Erithacus rubecula</i> )	14,0	14,9	8,8	16,4	4,3	20,0 *
43	Schwanzmeise ( <i>Aegithalos caudatus</i> )	-0,4					
44	Schwarzspecht ( <i>Drycopus martius</i> )	2,2		5,5	2,2	3,9	1,0
45	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	-3,8	6,9	3,3	5,2 *	2,1	3,2
46	Sommergoldhähnchen ( <i>Regulus ignicapillus</i> )	-3,1		1,5	1,3	-7,9	-1,5
47	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )	0,4	1,6			-1,4	
48	Sperlingskauz ( <i>Glaucidium passerinum</i> )				0,9	0,9	
49	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	78,4	10,4				
50	Stieglitz ( <i>Carduelis carduelis</i> )	0,8					
51	Sumpfmeise ( <i>Parus palustris</i> )	-3,4	3,1	7,5			
52	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )				0,0	0,8	-1,0
53	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )			-2,8	19,4	18,7 *	-1,8
54	Trauerschnäpper ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	1,1	-0,6				
55	Turteltaube ( <i>Streptopelia turtur</i> )	0,8					
56	Wacholderdrossel ( <i>Turdus pilaris</i> )						1,0
57	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )	4,2	1,5	3,7		1,6	0,5
58	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	1,1	-1,6	5,0 *		0,3	1,5
59	Waldohreule ( <i>Asio otus</i> )	0,8	0,8				
60	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )			0,2	0,9	2,6	-2,7
61	Wintergoldhähnchen ( <i>Regulus regulus</i> )			13,0	-4,9	-12,7	-3,2
62	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	26,4	28,8	0,4	-1,8	-20,2 *	1,3
63	Zeisig ( <i>Spinus spinus</i> )						-9,0
64	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	8,9	13,8 *	-1,0	-1,3	5,0	-6,8
65	Zitronengirlitz ( <i>Serinus citrinella</i> )					-6,0 *	-14,7 *

Bei den stammkletternden Vogelarten (Baumläufer, Kleiber und Spechte) sind die größeren Registrierungshäufigkeiten innerhalb der Bannwälder der verschiedenen Untersuchungsgebiete auffällig (Tab. 40). Beim Buntspecht sind die Unterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswald im Bechtaler Wald hochsignifikant und im Sommerberg und Wilden See signifikant. Darüber hinaus ist die Art in Bannwäldern insgesamt signifikant häufiger als im Wirtschaftswald.

Die Baumläufer sind sowohl im Sommerberg als auch im Conventwald und im Napf im Bannwald signifikant häufiger als im Wirtschaftswald. Insgesamt sind sie in allen Bannwäldern signifikant häufiger.

Der Kleiber ist im Bechtaler Wald, im Ochsenkopf und im Napf signifikant häufiger im Bannwald als im Wirtschaftswald, beim Sommerberg und Conventwald sind die Unterschiede sogar hochsignifikant. Insgesamt ist er in allen Bannwäldern signifikant häufiger als im Wirtschaftswald.

Auch der Schwarzspecht ist in den Bannwäldern signifikant häufiger als im Wirtschaftswald.

Der Kleinspecht ist im Sommerberg signifikant häufiger im Bannwald, im Bechtaler Wald ist der Unterschied nicht signifikant, obwohl im Bannwald ein Brutpaar vorhanden war, im Wirtschaftswald jedoch keines.

Für den Dreizehenspecht gilt ähnliches. Er hat in den Bannwäldern Ochsenkopf, Wilder See und Napf gebrütet und in den entsprechenden Wirtschaftswäldern nicht, der Unterschied war jedoch nicht signifikant.

Beim Mittelspecht waren die Unterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswald gerade nicht mehr signifikant. Sie betragen nach dem Chi<sup>2</sup>-Test für den Bechtaler Wald ( $p = 0.06$ ) und für den Sommerberg ( $p = 0.06$ ).

Beim Grauspecht waren keine signifikanten Unterschiede erkennbar. Allerdings gab es nur im Bannwald Sommerberg einen Brutnachweis, im Wirtschaftswald zeigten die registrierten Grauspechte kein revieranzeigendes Verhalten. Auch der Grünspecht zeigte weder in den Bann- noch in den Wirtschaftswäldern revieranzeigendes Verhalten.

Andere höhlenbrütende Vogelarten kamen in einigen Fällen im Bannwald ebenfalls signifikant häufiger vor als im Wirtschaftswald. Der Waldkauz besaß insgesamt in den Bannwäldern eine signifikant höhere Registrierungshäufigkeit als im Wirtschaftswald. Die Blaumeise wurde im Bechtaler Wald und im Conventwald im Bannwald signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald, im Sommerberg waren sie allerdings im Wirtschaftswald deutlich häufiger. Stare kamen im Bechtaler Wald im Bannwald signifikant häufiger vor als im Wirtschaftswald. Tannenmeisen wurden im Ochsenkopf und Wilden See im Bannwald signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald, im Conventwald und Napf waren sie im Wirtschaftswald häufiger. Beim Rotkehlchen, das bestimmte Strukturelemente wie Wurzelsteller und abgebrochene Baumkronen als Bruträume nutzt und seine Nahrung auch in diesen Bereichen sucht (PÄTZOLD 1979, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988), konnten insgesamt signifikant höhere Registrierungshäufigkeiten innerhalb der Bannwälder festgestellt werden. In den Gebieten Hoher und Mittlerer Ochsenkopf und Napf waren die Häufigkeitsunterschiede signifikant.

Der Zaunkönig schätzt die Wurzelsteller umgebrochener Bäume oder liegende Baumkronen ebenfalls als Brutraum (TOMIALOJC & WESELOWSKI 1994). Er war im Bechtaler

Wald und Sommerberg signifikant häufiger im Bannwald, dagegen im Wilden See-Hornisgründe signifikant häufiger im Wirtschaftswald.

Die Misteldrossel kam grundsätzlich in den Bannwäldern signifikant häufiger vor als im Wirtschaftswald und wurde zudem im Bannwald Sommerberg und Ochsenkopf signifikant häufiger registriert als in dem dortigen Wirtschaftswald. Sing- und Ringdrossel dagegen waren nur im Bannwald Ochsenkopf signifikant häufiger als im Wirtschaftswald.

Einige Vogelarten bevorzugten die Wirtschaftswälder der Untersuchungsgebiete. Die Amsel gehörte zu diesen Vogelarten. Sie wurde im Bechtaler Wald signifikant und im Sommerberg hochsignifikant häufiger im Wirtschaftswald registriert. Auch der Baumpeiper war im Wirtschaftswald Napf signifikant häufiger anzutreffen als im Bannwald. Sogar der Gartenrotschwanz als Höhlenbrüter bevorzugte im Wilden See signifikant den Wirtschaftswald. Ebenso der Zitronengirlitz, der im Wilden See und im Napf signifikant häufiger im Wirtschaftswald registriert wurde.

Der Buchfink war im Bechtaler Wald im Bannwald signifikant häufiger als im Wirtschaftswald, aber im Untersuchungsgebiet Wilder See bevorzugte er signifikant den Wirtschaftswald.

Insgesamt wurden vor allem höhlenbrütende und stammkletternde Vogelarten in den Bannwäldern signifikant häufiger registriert. Diese Vogelarten trugen wesentlich dazu bei, daß die Gesamtsiedlungsdichte innerhalb der Bannwälder meist höher war als in den entsprechenden Wirtschaftswäldern.

#### 4.2.12 Ergebnisse zu den Beobachtungshäufigkeiten stammkletternder Vogelarten außerhalb der Brutzeit

Während der Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche wurde die Anwesenheit stammkletternder Vogelarten in verschiedenen Gebieten, außerhalb der Brutzeit, stündlich registriert. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald wurden diese Beobachtungen im Bannwald 105 Stunden und im Wirtschaftswald 103 Stunden während der Wintermonate 1994 bis 1996 durchgeführt. Die Ergebnisse von Tabelle 41 zeigen, daß Bunt-, Schwarz- und Kleinspecht im Bannwald signifikant häufiger beobachtet wurden, während Mittelspecht, Baumläufer und Kleiber keine signifikanten Unterschiede aufwiesen (Mann-Whitney, U-Test).

Im Untersuchungsgebiet Wilder See verteilten sich die Beobachtungen über das ganze Jahr. Im Bannwald wurde die Häufigkeit insgesamt 221 Stunden registriert, im Wirtschaftswald waren es 101 Stunden. Mit Ausnahme des Kleibers war der Unterschied in der Häufigkeit der Registrierungen für alle aufgenommenen Arten hochsignifikant (Mann-Whitney, U-Test). Der Dreizehenspecht wurde ausschließlich im Bannwald beobachtet, die anderen Spechtarten waren dort ungleich häufiger anzutreffen als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 42).

Tab. 41. Mittelwerte der Häufigkeiten aufgrund stündlicher Registrierungen im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald

Vogelart	Bannwald	Wirtschaftswald	Mann-Whitn.
Buntspecht	3,60	3,04	p < 0,05
Schwarzspecht	0,25	0,03	p < 0,05
Kleinspecht	0,08	0,01	p < 0,05
Mittelspecht	0,44	0,47	p < 0,05
Baumläufer	0,46	0,51	p > 0,05
Kleiber	2,72	2,82	p > 0,05

Tab. 42. Mittelwerte der Häufigkeiten aufgrund stündlicher Registrierungen im Untersuchungsgebiet Wilder See

Vogelart	Bannwald	Wirtschaftswald	Mann-Whitn.
Buntspecht	1,90	0,23	p < 0,05
Schwarzspecht	1,12	0,34	p < 0,05
Dreizehenspecht	0,09	0,00	p < 0,05
Waldbaumläufer	0,89	0,31	p < 0,05
Kleiber	0,18	0,07	p > 0,05

Auch im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf verteilten sich die Beobachtungen über das ganze Jahr außerhalb der Brutzeit. Im Bannwald wurde die Häufigkeit insgesamt 144 Stunden lang registriert, im Wirtschaftswald waren es 128 Stunden. Der Unterschied in der Registrierungshäufigkeit war für Bunt- und Schwarzspecht signifikant, für den Waldbaumläufer war er nicht signifikant. Obwohl Dreizehenspecht und Kleiber nur im Bannwald beobachtet wurden, war der Unterschied nicht signifikant, da beide Arten nur extrem selten gesehen wurden (siehe Tab. 43).

Tab. 43. Mittelwerte der Häufigkeiten aufgrund stündlicher Registrierungen im Untersuchungsgebiet Ochsenkopf

Vogelart	Bannwald	Wirtschaftswald	Mann-Whitn.
Buntspecht	1,20	0,60	p < 0,05
Schwarzspecht	0,33	0,10	p < 0,05
Dreizehenspecht	0,04	0,00	p > 0,05
Waldbaumläufer	0,59	0,39	p > 0,05
Kleiber	0,03	0,00	p > 0,05

Im Untersuchungsgebiet Conventwald wurde nur im Bannwald in ausreichendem Umfang registriert. Die Zahl der registrierten Beobachtungsstunden betrug dort 54. Die Ergebnisse von Tabelle 44 zeigen, daß Buntspecht, Schwarzspecht und Kleiber im Bergmischwald des Untersuchungsgebietes Conventwald seltener registriert wurden als in den Eichen-Hainbuchenwäldern des Bechtaler Waldes (Tab. 41). Die Unterschiede waren für den Buntspecht hochsignifikant, für Schwarzspecht und Kleiber signifikant, nur der Waldbaumläufer wies keine signifikanten Unterschiede auf (Mann-Whitney, U-Test).

Die Beobachtungshäufigkeiten zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebiete schwankten stark. Beim Kleiber war eine Abnahme in der Beobachtungshäufigkeit mit der Höhenlage erkennbar. Dieser Befund wird von KOCH (1976) bestätigt.

Tab. 44. Mittelwerte der Häufigkeiten aufgrund stündlicher Registrierungen im Bannwald Conventwald

Vogelart	Bannwald
Buntspecht	1,18
Schwarzspecht	0,05
Waldbaumläufer	0,33
Kleiber	2,09

### 4.3 Zur Rolle von Samen als Winternahrung für Buntspecht und Kleiber

Außerhalb der Brutzeit spielen die Samen verschiedener Baumarten als Nahrungsquelle für Buntspecht und Kleiber eine wichtige Rolle. RADEMACHER (1970) und LÖHRL (1972) sprechen von einer Bevorzugung dieser Nahrung während der Wintermonate. Nach JENNI (1989) sind Hainbuchensamen im Nahrungsspektrum des Buntspechtes nur von untergeordneter Bedeutung. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald waren Hainbuchensamen als Winternahrung wichtig. Die Buntspechte verbrachten fast ein Drittel ihrer Zeit im Bannwald und fast die Hälfte ihrer Zeit im Wirtschaftswald mit dem Ernten von Hainbuchensamen. Die Zeitanteile der Nutzung bei der Nahrungssuche im Winter wurden deshalb im Rahmen der Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche näher untersucht. Der Zeitanteil, den die Suche nach pflanzlicher Nahrung und deren Bearbeitung ausmachte, schwankte zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten sehr stark. In Tabelle 45 sind die Zeitanteile dargestellt, welche die Kleiber bei der Nahrungssuche im Winter mit der Samenernte verbrachten.

Beim Kleiber war die Aufnahme pflanzlicher Nahrung im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald am ausgeprägtesten. Er erntete dort vor allem Hainbuchensamen und legte regelrechte Vorratskammern an (vgl. LÖHRL 1967). Interessanterweise verbrachte er im Bannwald Bechtaler Wald weniger Zeit mit dem Ernten und Verstecken pflanzlicher Nahrung als im Wirtschaftswald, obwohl das Angebot an Hainbuchensamen in beiden Flächen etwa gleich groß war. Die Ergebnisse der Strukturkartierung der FVA ergaben nur unbedeutende Unterschiede zwischen Vorrat, Anzahl, Brusthöhen-durchmesser und Höhe der in beiden Gebieten vorhandenen lebenden Hainbuchen (Chi<sup>2</sup>-Test).

Tab. 45. Zeitanteil der Samenernte bei der Nahrungssuche der Kleiber im Winter

Untersuchungsgebiet	Samenernte Zeitanteil %	Datensätze	Beobachtungszeit
BW Bechtaler Wald	14	(n=376)	9 Std. 50 min.
WW Bechtaler Wald	21	(n=296)	7 Std. 50 min.
Conventwald	19	(n=117)	2 Std. 8 min.
Nördschwarzwald	1	(n=87)	1 Std. 52 min.

Tab. 46: Zeitanteil der Samenernte bei der Nahrungssuche der Buntspechte im Winter

Untersuchungsgebiet	Pflanz. Nahrung Zeitanteil %	Datensätze	Beobachtungszeit
BW Bechtaler Wäld	30	(n=393)	23 Std. 4 min.
WW Bechtaler Wäld	45	(n=403)	25 Std. 21 min.
Conventwald	6	(n=183)	8 Std. 10 min.
Nordschwarzwald	3	(n=414)	39 Std. 26 min.

Im Untersuchungsgebiet Conventwald wurden vor allem Bucheckern geerntet. Dort liegen aus dem Wirtschaftswald zu wenige Beobachtungen vor, um einen Vergleich zu ermöglichen.

Beim Buntspecht liegen die Verhältnisse ähnlich, sie werden in Tabelle 46 dargestellt. Genau wie die Kleiber nutzen die Buntspechte die Hainbuchensamen als pflanzliche Nahrung verstärkt im Wirtschaftswald des Bechtaler Waldes, obwohl das Angebot an Hainbuchensamen in beiden Flächen etwa gleich groß war. Im Untersuchungsgebiet des Conventwaldes spielten Bucheckern und Tannenzapfen nur eine geringe Rolle bei der Nahrungssuche, im Nordschwarzwald ist der Zeitanteil der Nutzung von Fichtenzapfen als Nahrungsquelle noch geringer.

#### 4.4 Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche stammkletternder Vogelarten

##### 4.4.1 Gesamtbeobachtungszeiten

Die Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald und im Bannwald Conventwald fanden während der Wintermonate statt, denn sie konnten nur in der laubfreien Zeit durchgeführt werden. Im Wirtschaftswald des Untersuchungsgebietes Conventwald war die Abundanz der stammkletternden Vogelarten so gering, daß zu wenige Daten für eine sinnvolle Auswertung gesammelt werden konnten. Insgesamt verbrachten die Bearbeiter über 300 Stunden im Bechtaler Wald und ca. 100 Stunden im Conventwald mit den Beobachtungen.

Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald wurden von vier Beobachtern insgesamt 2069 Datensätze aufgenommen, die eine auswertbare Beobachtungszeit von 87 Stunden Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten ergaben. Im Bannwald Conventwald wurden von zwei Beobachtern 421 Datensätze aufgenommen, die eine auswertbare Beobachtungszeit von 13 Stunden Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten ergaben.

Die Untersuchungsgebiete Wilder See und Ochsenkopf liegen beide im Buntsandsteingebiet des Nordschwarzwaldes. Es handelt sich um fichtenbetonte Nadelwaldgebiete der montanen bis hochmontanen Stufe, deren Baumartenzusammensetzungen und Totholzanteile ähnlich sind. Deswegen lassen sich die dort gesammelten Beobachtungsdaten in Bezug auf die Nutzung des Totholzanteiles und die Wahl der Baumstrukturen gemeinsam auswerten. Insgesamt verbrachten die Bearbeiter über 300 Stunden mit den Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche in den Wäldern des Nordschwarzwaldes.

Die Beobachtungen fanden auch dort außerhalb der Brutzeiten statt. Im Winter waren sie durch die hohen Schneelagen nur unter erschwerten Bedingungen möglich, wurden aber dennoch durchgeführt. Von vier Beobachtern wurden insgesamt 1113 Datensätze aufgenommen, die eine auswertbare Beobachtungszeit von 78 Stunden Nahrungssuche der stammkletternen Vogelarten ergaben. In den Wirtschaftswäldern beider Gebiete wurden insgesamt nur 45 Datensätze aufgenommen. Die Abundanz der stammkletternen Vogelarten war so gering, daß nur wenige Minuten pro Tag beobachtet werden konnte. Nach einigen Wochen wurden die Beobachtungsversuche dort abgebrochen.

Tab. 47. Zeitanteile der Nutzung liegenden Totholzes bei der Nahrungssuche in Bannwäldern

Liegendes Totholz in % des Vorrates	Bechtaler Wald 4	Conventwald 2	Hoher Ochsenkopf 9	Wilder See 5
Buntspecht	3,1 %	1,0 %	0,2 %	0,0 %
Schwarzspecht	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,3 %
Mittelspecht	0,0 %	-	-	-
Dreizehenspecht	-	-	0,0 %	0,0 %
Kleinspecht	0,0 %	-	-	-
Kleiber	0,1 %	0,0 %	-	0,0 %
Baumläufer	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %

#### 4.4.2 Nutzung des liegenden Totholzes als Nahrungssubstrat

Nahrungssuchende Vögel an liegenden Bäume ließen sich nur in geringem Umfang beobachten (siehe Tab. 47). Mittelspechte, Kleinspechte und Dreizehenspechte wurden nie an liegenden toten Bäumen beobachtet. Kleiber konnten nur im Bannwald Bechtaler Wald bei der Nahrungssuche an liegendem Totholz beobachtet werden und Baumläufer nur im Bannwald Hoher Ochsenkopf. In beiden Fällen verbrachten die beobachteten Vögel nur sehr kurze Zeit auf dem liegenden Stamm, obwohl sie durch den Beobachter nicht gestört wurden.

Schwarzspechte nutzten das liegende Totholz im Bannwald Wilder See in geringem Umfang. Buntspechte nutzten den liegenden Totholzanteil der Bannwälder in geringerem Umfang, als die Vorräte an liegendem Totholz erwarten ließen. Insgesamt zeigen die Befunde, daß liegendes Totholz in keinem der Untersuchungsgebiete eine wesentliche Rolle als Substrat bei der Nahrungssuche für die stammkletternden Vogelarten spielt.

#### 4.4.3 Präferenzen bei der Nutzung lebender und stehender abgestorbener Bäume

Die stammkletternden Vogelarten verbrachten bei der Nutzung stehender Bäume zur Suche nach tierischer Nahrung unterschiedlich große Zeitanteile an toten Bäumen, je nachdem, in welchem Gebiet beobachtet wurde (Tab. 48). In den zusammengefaßten Untersuchungsgebieten des Nordschwarzwaldes waren die Zeitanteile der Totholznutzung am größten. Die Totholzvorräte der untersuchten Nadelwälder sind mehr als doppelt so hoch wie die der Laubwälder der tieferen Lagen (Tab. 48).

Zur Interpretation dieser Ergebnisse sind Referenzdaten zu den prozentualen Anteilen stehenden Totholzes notwendig. Die Ergebnisse der forstlichen Grundaufnahmen (siehe Kapitel 4.1) liefern diese Daten für die einzelnen Untersuchungsflächen. Für die Untersuchung der Substratwahl der stammkletternden Vogelarten bei der Nahrungssuche wären Oberflächen an abgestorbenen und lebenden Bäumen besser geeignet. Die Derbholzvorräte liefern nur einen Richtwert für das tatsächliche Substratangebot bei der Nahrungssuche.

Tab. 48. Nutzung stehenden Totholzes durch alle stammkletternden Vogelarten

Stehendes Totholz	Bechtaler Wald	Conventwald	Nordschwarzwald
Totholznutzung	14 %	11 %	43 %
Totholzanteil am Vorrat	6 %	7 %	35 %

Die Nutzung des stehenden Totholzes war artspezifisch sehr unterschiedlich (siehe Tab. 49, 50, 51). Sie unterschied sich deutlich von Gebiet zu Gebiet aufgrund der unterschiedlichen Baumartenzusammensetzung und des jeweiligen Totholzanteiles. Im Bannwald Bechtaler Wald sind in einigen Fällen die Unterschiede zwischen den einzelnen Vogelarten signifikant (siehe Anhang 8.4).

Tab. 49. Vitalität der zur Nahrungssuche genutzten Bäume im Bannwald Bechtaler Wald

Vogelart	Lebende Bäume %	Tote Bäume %	Datensätze n	Beobachtungszeit insges.
Buntspecht	77	23	289	13 Std. 42 min.
Mittelspecht	89	11	178	5 Std. 50 min.
Kleinspecht	96	4	49	2 Std. 11 min.
Schwarzspecht	73	27	26	3 Std. 53 min.
Baumläufer	92	8	83	1 Std. 28 min.
Kleiber	87	13	293	7 Std. 50 min.

Im Bannwald Bechtaler Wald (Tab. 49) mit 9% toten und absterbenden Bäumen verbrachten die Buntspechte fast die Hälfte der Zeit (46%), während der sie bei der Nahrungssuche beobachtet wurden, an Hainbuchen. Dabei bevorzugten sie tote und absterbende Hainbuchen. Bei den anderen Baumarten, an denen die Buntspechte nach Nahrung suchten, war die Bevorzugung toter und absterbender Bäume gegenüber den lebenden nicht erkennbar.

Die Schwarzspechte wurden vor allem an Eichen (88% der Zeit) bei der Nahrungssuche beobachtet, wo sie sich überwiegend an lebenden Bäumen aufhielten. Die restliche Beobachtungszeit (12%) verbrachten sie an abgestorbenen Hainbuchen.

Kleinspechte waren selten an toten oder absterbenden Bäumen bei der Nahrungssuche zu beobachten. Sie suchten ihre Nahrung überwiegend im Geäst der lebenden Hainbuchen. Nach SPITZNAGEL (1990) hält sich der Kleinspecht im Untersuchungsgebiet überwiegend im Kronenraum der Bäume auf. Da die stehenden toten Bäume oft abgebrochen sind, reichen die wenigsten bis in den Kronenraum hinauf.

Mittelspechte, Kleiber und Baumläufer nutzten den Derbholzvorrat des Totholzes etwa entsprechend seiner Häufigkeit innerhalb des Bannwaldes und bevorzugten lebende alte Eichen zur Nahrungssuche.

Innerhalb der Probekreise im Bannwald Conventwald lagen die Anteile an stehendem Totholz bei etwa 7% des Derbholzvorrates (siehe Kapitel 4.1.3). Tabelle 50 zeigt, daß entsprechend auch die Nutzung durch die vorkommenden stammkletternden Vogelarten niedriger war als im Bechtaler Wald. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Vogelarten waren im Untersuchungsgebiet Conventwald nicht signifikant (siehe Anhang 8.4).

Hier verbrachten die Buntspechte den größten Teil ihrer Zeit bei der Nahrungssuche an den Buchen (63%) und etwa ein Drittel an Tannen (33%).

Tab. 50. Vitalität der zur Nahrungssuche genutzten Bäume im Bannwald Conventwald

Vogelart	Lebende Bäume %	Tote Bäume %	Datensätze n	Beobachtungszeit insges.
Buntspecht	86	14	146	6 Std. 21 min.
Baumläufer	89	11	52	1 Std. 6 min.
Kleiber	93	7	99	1 Std. 43 min.

Waldbaumläufer und Kleiber zogen Tannen zur Nahrungssuche vor. Der Waldbaumläufer verbrachte 79% der Beobachtungszeit auf Tannen, der Kleiber 66%. Beide Vogelarten nutzten tote und absterbende Bäume etwa gemäß ihrer Häufigkeit zur Nahrungssuche.

Innerhalb der Probekreise in den Bannwäldern Wilder See und Hoher Ochsenkopf im Nordschwarzwald lagen die Anteile des Totholzes am Derbholzvorrat bei ca. 35%. Tabelle 51 zeigt, daß die stammkletternden Vogelarten den hohen Vorrat an Totholz intensiv zur Nahrungssuche nutzten. In den meisten Fällen sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Vogelarten signifikant (siehe Anhang 8.4).

Tab. 51. Vitalität der zur Nahrungssuche genutzten Bäume im Nordschwarzwald

Vogelart	Lebende Bäume %	Tote Bäume %	Datensätze n	Beobachtungszeit insges.
Buntspecht	62	38	410	38 Std. 14 min.
Schwarzspecht	48	52	189	21 Std. 38 min.
Dreizehenspecht	11	89	66	8 Std. 20 min.
Baumläufer	75	25	337	6 Std. 10 min.
Kleiber	88	12	82	1 Std. 46 min.

Die Buntspechte verbrachten im Nordschwarzwald 91% ihrer Zeit bei der Nahrungssuche auf Fichten. Über ein Drittel der Beobachtungszeit suchten sie an absterbenden und toten Bäumen nach Nahrung. Besonders die kranken und absterbenden, vom Borkenkäfer befallenen, Bäume wurden vom Buntspecht bei der Nahrungssuche gezielt aufgesucht und oft stundenlang intensiv bearbeitet.

Die Schwarzspechte verbrachten noch größere Zeitanteile der Beobachtungszeit bei der Nahrungssuche auf toten und absterbenden Bäume. Sie investierten viel Zeit bei der Nahrungssuche an bereits länger abgestorbenen Bäumen, wahrscheinlich auf der

Suche nach Käferlarven und Ameisen, von denen sie sich überwiegend ernähren (BLUME 1981, PECHACEK 1995). Von den Schwarzspechten wurden Tannen in stärkerem Umfang genutzt als von den Buntspechten, der Fichtenanteil bei der Nahrungssuche lag trotzdem über 75%.

Die größten Zeitanteile verbrachte der Dreizehenspecht bei der Nahrungssuche auf Totholz, er hat sich dabei ganz auf Fichten spezialisiert (93%).

Im Gegensatz dazu spielt das Totholz für die Waldbaumläufer keine große Rolle. Sie nutzten das bestehende Totholzangebot vor allem dann, wenn Spechte bereits daran arbeiteten und Rinde abschlugen oder Bohrgänge der Insektenlarven aufhackten. Dieses kommensalische Verhalten wird auch von SCHERZINGER (1993) erwähnt. Die Waldbaumläufer im Nordschwarzwald suchten ihre Nahrung zu 95% der Beobachtungszeit an Fichten.

Die Kleiber verhielten sich ähnlich und sammelten ihre Nahrung überwiegend an gesunden Bäumen. Abgestorbene und kranke Bäume wurden bei der Nahrungssuche kaum genutzt. Die Kleiber suchten ihre Nahrung 98% der Beobachtungszeit an Fichten.

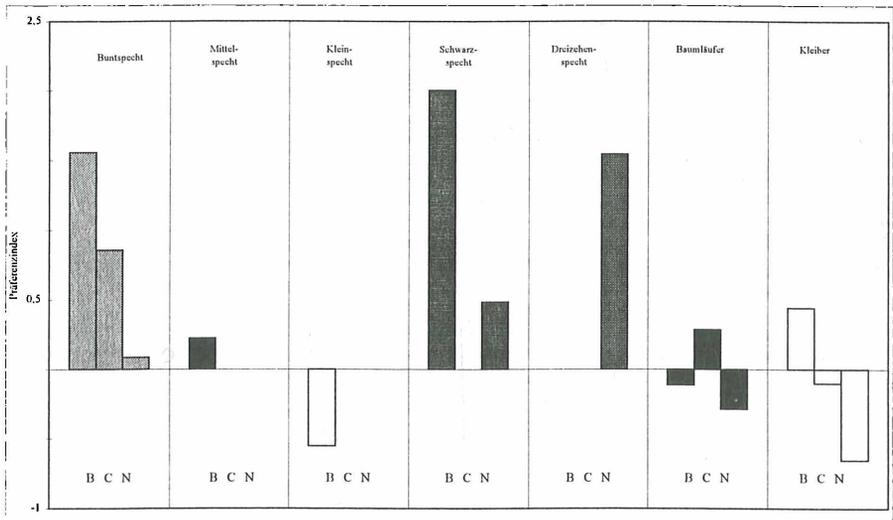


Abb. 12. Bevorzugung bzw. Meidung des Totholzes bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten. Präferenzindex anhand der Zeitanteile und Derbholzvorräte. B= Bechtaler Wald, C= Conventwald und N= Nordschwarzwald.

In Abbildung 12 ist die Bevorzugung bzw. Meidung des Totholzes durch die einzelnen stammkletternden Vogelarten in allen Untersuchungsgebieten dargestellt. Dazu wurden die jeweiligen Prozentanteile der beobachteten Nutzung (Tab. 49, 51, 52) mit den Prozentanteilen des stehenden Totholzes der jeweiligen Gebiete (siehe Kapitel 4.1) nach den Angaben in Kapitel 3.5 verrechnet. Die Ergebnisse zeigen, daß Buntspechte, Schwarzspechte und Dreizehenspechte stehendes Totholz bei der Nahrungssuche stark bevorzugten. Bei Mittelspechten, Kleibern und Baumläufern ist weder Bevorzugung noch Meidung eindeutig erkennbar. Kleinspechte scheinen abgestorbene Bäume zur Nahrungssuche eher zu meiden.

#### 4.4.4 Nutzung des Totastanteils lebender Bäume durch stammkletternde Vogelarten

Die stammkletternden Vogelarten nutzten nicht nur stehendes Totholz bei der Nahrungssuche, sondern auch die abgestorbenen Äste lebender Bäume (Tab. 52). Der Anteil abgestorbener Äste an lebenden Bäumen konnte im Rahmen der Forstlichen Grundaufnahmen der FVA nicht erfaßt werden. Vermutlich liegt er im Bannwald höher als im Wirtschaftswald, da dort keinerlei Durchforstungsmaßnahmen stattfinden und kranke Bäume nicht entfernt werden. Die Nutzung von Totästen gibt Hinweise auf die Rolle dieser kranken und geschädigten Bäume bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten.

Tab. 52. Strukturnutzung der stammkletternden Vogelarten an lebenden Bäumen

Vogelart	Totast %	Lebender Ast %	Stamm %	Datensätze	Beobachtungszeit
Buntspecht	36	24	40	914	52 Std. 16 min
Kleiber	24	55	21	787	18 Std. 23 min
Baumläufer	4	15	81	477	8 Std. 55 min
Schwarzspecht	62	5	32	115	13 Std. 50 min
Mittelspecht	34	54	12	328	9 Std. 29 min
Kleinspecht	67	33	0	52	2 Std. 7 min

In der Nutzung abgestorbener Äste zur Nahrungssuche gibt es große vogelart-spezifische Unterschiede (Tab. 52). Insgesamt verbrachten besonders Schwarz- und Kleinspechte bei der Nahrungssuche an lebenden Bäumen hohe Zeitanteile auf abgestorbenen Ästen. Auch der Buntspecht verbrachte mehr Zeit bei der Nahrungssuche auf toten als auf lebenden Ästen. Die Baumläufer nutzten die abgestorbenen Äste nur

in sehr geringem Umfang zur Nahrungssuche, sie bevorzugten den Stamm. Mittelspechte und Kleiber suchten vor allem an lebenden Ästen nach Nahrung.

Die verschiedenen stammkletternden Vogelarten nutzten die Totastanteile während der Nahrungssuche je nach Baumart unterschiedlich stark. In Tabelle 55 sind die Zeitanteile nach den verschiedenen Baumarten aufgeschlüsselt.

Die Buntspechte nutzten den Totastanteil an den lebenden Bäumen je nach Baumart völlig unterschiedlich. Mit Ausnahme der Baumarten Fichte und Winterlinde verbrachten sie einen relativ großen Anteil ihrer Zeit bei der Nahrungssuche auf Totästen. Die Totäste lebender Buchen wurden mit besonders hohen Zeitanteilen genutzt. Erstaunlicherweise wurden die Totäste bei der Tanne sehr intensiv genutzt, während sie bei der Fichte fast überhaupt keine Rolle bei der Nahrungssuche spielten.

Die Schwarzspechte zeigten prinzipiell das gleiche Verhalten. Sie nutzten den Totastanteil ebenfalls vor allem an Tannen. Kleinspechte bevorzugten die Totäste an Hainbuchen. Kleiber nutzten die Totäste vor allem an Tanne und Fichte. Mittelspechte nutzten die Totäste der Eichen in geringerem Umfang zur Nahrungssuche, und die Baumläufer nutzen sie bei den meisten Baumarten kaum.

Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald war der direkte Vergleich der Nutzung von Totästen an lebenden Bäumen zwischen Bann- und Wirtschaftswald für einige Vogelarten möglich. In den anderen Gebieten war die Abundanz der stammkletternden Vogelarten in den Wirtschaftswäldern zu gering, um genügend Daten sammeln zu können.

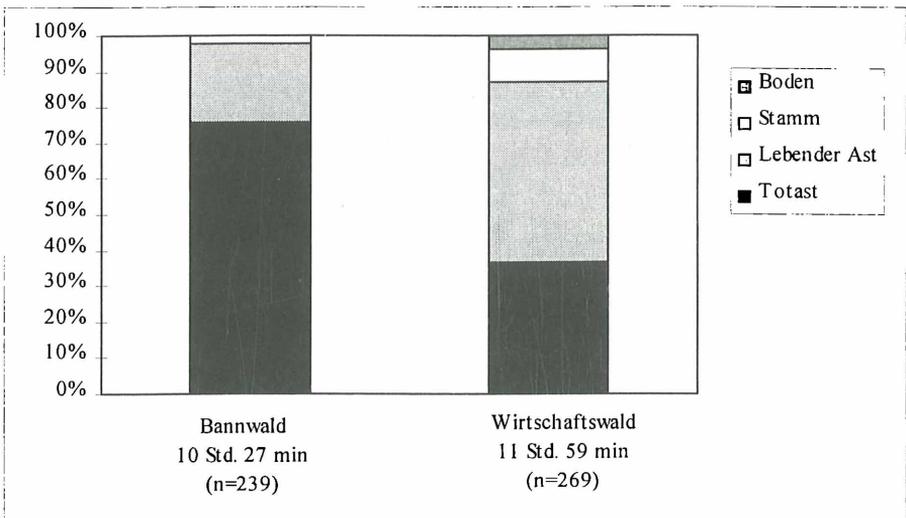


Abb. 13. Strukturnutzung des Buntspechtes bei der Nahrungssuche an lebenden Bäumen im Bechtaler Wald

Tab. 53. Strukturnutzung der stammkletternden Vogelarten an lebenden Bäumen verschiedener Baumarten im Bechtaler Wald, Conventwald und Nordschwarzwald

Vogelart	Baumart	Totast %	Lebender Ast %	Stamm %	Datensätze	Beobachtungszeit
Buntspecht	Buche	76	22	2	130	6 Std 20 min.
Buntspecht	Eiche	47	45	8	240	8 Std 33 min.
Buntspecht	Fichte	7	4	89	188	20 Std 17 min.
Buntspecht	Hainbuche	61	35	4	170	8 Std 06 min.
Buntspecht	Tanne	77	4	19	76	3 Std 23 min.
Buntspecht	Winterlinde	27	51	22	37	1 Std 23 min.
Kleiber	Buche	39	48	13	52	1 Std 04 min.
Kleiber	Eiche	18	65	17	488	12 Std 50 min.
Kleiber	Fichte	40	9	51	64	1 Std 30 min.
Kleiber	Hainbuche	34	52	14	62	42 min.
Kleiber	Tanne	41	22	37	74	1 Std 11 min.
Baumläufer	Buche	17	47	36	25	22 min.
Baumläufer	Eiche	6	32	62	110	2 Std 14 min.
Baumläufer	Fichte	1	4	95	224	4 Std 14 min.
Baumläufer	Hainbuche	34	18	48	28	17 min.
Baumläufer	Tanne	2	15	83	58	1 Std 10 min.
Schwarzspecht	Eiche	49	20	31	23	3 Std 07 min.
Schwarzspecht	Fichte	22	1	77	36	3 Std 13 min.
Schwarzspecht	Tanne	85	1	14	54	7 Std 24 min.
Mittelspecht	Eiche	33	54	13	260	7 Std 45 min.
Kleinspecht	Hainbuche	71	29	0	28	1 Std 36 min.

Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald verbrachten die Buntspechte mehr Zeit bei der Nahrungssuche auf abgestorbenen Ästen im Bannwald als im Wirtschaftswald (siehe Abb. 13). Der Unterschied in den Zeitanteilen ist deutlich. Die Nahrungssuche am Stamm spielt in beiden Flächen eine eher untergeordnete Rolle. Im Wirtschaftswald wurde bisweilen auch auf dem Boden am Stammfuß nach Nahrung gesucht. Meist wurden herabgefallene Hainbuchensamen aus der Laubstreu aufgelesen.

Bei den Mittelspechten, die ihre Nahrung überwiegend (> 80%) in den lebenden alten Eichen beider Bestände suchten, waren keine Unterschiede zwischen den beiden Flächen zu erkennen (siehe Tab. 54). Insgesamt verbrachten sie den größten Teil ihrer Zeit bei der Nahrungssuche auf den lebenden, dicken Ästen der alten Eichen.

Ähnlich verhalten sich die Kleiber, die ebenfalls Stieleichen bei der Nahrungssuche bevorzugten und dort über 80% ihrer Zeit verbrachten. Auch beim Kleiber sind kaum Unterschiede in der Strukturnutzung zwischen Bann- und Wirtschaftswald erkennbar (siehe Tab. 54). Die Kleiber nutzten den Totastanteil der Bäume bei der Nahrungssuche noch weniger als die Mittelspechte.

Die beiden Baumläuferarten konnten während der Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche nicht unterschieden werden. Auch in ihrem Fall gab es keine signifikanten Unterschiede in der Nutzung des Totastanteiles der lebenden Bäume zwischen Bann- und Wirtschaftswald (siehe Tab. 54). Die Baumläufer suchten im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald vor allem an den Eichen nach Nahrung. Sie verbrachten dort mehr als 70% der Gesamtbeobachtungszeit.

Tab. 54. Strukturnutzung bei der Nahrungssuche an lebenden Bäumen im Bechtaler Wald

Bechtaler Wald	Vogelart	Toter Ast %	Lebender Ast %	Stamm %	Datensätze (n)	Beobachtungszeit
Bannwald	Mittelspecht	34	54	12	163	5 Std. 13 min.
Wirtschaftswald	Mittelspecht	33	55	12	191	5 Std. 20 min.
Bannwald	Kleiber	23	61	16	292	6 Std. 56 min.
Wirtschaftswald	Kleiber	18	65	17	293	7 Std. 50 min.
Bannwald	Baumläufer	10	21	369	68	1 Std. 1 min.
Wirtschaftswald	Baumläufer	9	19	72	83	1 Std. 28 min.
Bannwald	Kleinspecht	67	32	1	48	2 Std. 6 min.

Die Kleinspechte konnten nur im Bannwald bei der Nahrungssuche beobachtet werden (siehe Tab. 54). Sie verbrachten den größten Teil ihrer Zeit im Kronenraum der Bäume, wo sie abgestorbene Äste an lebenden Bäumen stark bevorzugten. Sie wurden fast nie bei der Nahrungssuche am Stamm beobachtet. 60% der Gesamtbeobachtungszeit verbrachten sie an Hainbuchen, wo abgestorbene Äste gegenüber lebenden Ästen und dem Stamm bei der Nahrungssuche stark präferiert wurden.

Insgesamt ergab sich eine intensive Nutzung der Totäste an lebenden Bäumen durch Kleinspechte an Hainbuche, Schwarzspechte an Tanne und Buntspechte an Buche und Hainbuche. Mittelspechte, Kleiber und Baumläufer frequentierten eher lebende Äste. Bei Tanne und Fichte war aber auch der Kleiber deutlich häufiger an toten als an lebenden Ästen zu beobachten. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald nutzte der Buntspecht die toten Äste im Bannwald häufiger als im Wirtschaftswald. Ein Vergleich mit dem Angebot an toten Ästen (Präferenzbestimmung) war nicht möglich.

## 4.5 Bearbeitungspuren von Spechten an abgestorbenen Bäumen

### 4.5.1 Baumartenverteilung, Durchmesser und Stammlängen des stehenden Totholzes

Zwischen 1992 und 1996 wurde der Vorrat an stehendem Totholz in zehn verschiedenen Untersuchungsflächen erfaßt (siehe Tab. 5). Dabei wurden alle gefundenen Bearbeitungspuren der Spechte an den erfassten Bäumen gezählt. Die Anzahl und der Vorrat an stehendem Totholz variierte in den verschiedenen Untersuchungsgebieten stark.

Die Baumartenzusammensetzung des stehenden Totholzes entsprach nicht immer den Häufigkeitsanteilen lebender Bäume (siehe Kapitel 4.1). Die Baumartenanteile am stehenden Totholz unterschieden sich oft auch zwischen Bann- und Wirtschaftswald deutlich voneinander (Tab. 55). Die Baumartenzusammensetzung des stehenden Totholzes übt großen Einfluß auf seine Nutzung durch Spechte aus. Der Vergleich der unterschiedlichen Anteile der Baumarten in Bann- und Wirtschaftswald ist für die weitere Auswertung wichtig.

Tab. 55. Prozentualer Anteil der verschiedenen Baumarten an den stehenden toten Bäumen

Untersuchungsgebiete	Eiche	Hainbuche	Buche	Tanne	Fichte	Kiefer	Legföhre	Sonstige
BW Bechtaler Wäld	15 %	60 %	5 %					20 %
WW Bechtaler Wäld		80 %						20 %
BW Sommerberg	13 %	37 %	42 %					8 %
WW Sommerberg	7 %	6 %	77 %					10 %
BW Conventwald			5 %	91 %	2 %			2 %
WW Conventwald			9 %	84 %	1 %			6 %
BW Hoher Ochsenkopf					76 %	6 %	16 %	2 %
WW Mittl. Ochsenkopf					46 %	50 %	3 %	1 %
BW Wilder See					77 %	6 %	16 %	1 %
WW Wilder See					90 %		7 %	3 %

Die durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser (BHD) und Stammlängen der verschiedenen Baumarten variierten stark. In Tabelle 56 sind die wichtigsten Baumarten, die als stehendes Totholz innerhalb der Untersuchungsgebiete vorkamen, aufgelistet. Die Eiche hatte die größten mittleren Brusthöhendurchmesser und die höchsten mittleren Stammlängen. Die Stämme der Legföhren ragten nicht senkrecht nach oben, sie erreichten nur selten eine Höhe von mehr als drei Metern. Durch ihre ausgeprägte Säbelwuchsform konnten sie dabei eine Stammlänge von bis zu acht Metern aufweisen.

Tab. 56. Mittlere Durchmesser und Stammlängen nach Baumarten des stehenden Totholzes

Baumart	mittl. BHD	mittl. Stammlänge
Eiche (n=151)	33,1	14,5
Kiefer (n=1824)	18,0	7,3
Fichte (n=4111)	21,0	10,9
Legföhre (n=996)	13,6	4,0
Birke (n=138)	19,8	8,1
Buche (n=600)	8,7	6,2
Hainbuche (n=435)	12,1	7,0

#### 4.5.2 Bearbeitungsrate des Totholzes

Nicht alle toten Bäume wiesen sichtbare Bearbeitungsspuren von Spechten auf. Die prozentualen Anteile bearbeiteter Bäume waren in den einzelnen Untersuchungsgebieten verschieden. Tabelle 57 gibt einen Überblick.

Tab. 57. Prozentualer Anteil stehender toter Bäume mit Bearbeitungsspuren von Spechten

Untersuchungsgebiete	Bannwald	Wirtschaftswald
Bechtaler Wald	51 %	57 %
Sommerberg	52 %	22 %
Conventwald	20 %	20 %
Hoher u. Mittlerer Ochsenkopf	53 %	48 %
Wilder See	63 %	68 %

Die Unterschiede in den prozentualen Anteilen der von Spechten bearbeiteten Bäume der einzelnen Untersuchungsflächen werden durch die jeweilige Baumartenzusammensetzung hervorgerufen. Abbildung 14 zeigt die verschiedenen Bearbeitungsrate der einzelnen Baumarten. Die Eichen wurden eindeutig gegenüber allen anderen Baumarten bevorzugt. Ihre Bearbeitungsrate lag signifikant über der Kiefer und hochsignifikant über der Bearbeitungsrate aller anderen Baumarten. Die Unterschiede zwischen Fichten und Hainbuchen, zwischen Legföhren und Birken, sowie zwischen Tannen und Buchen waren nicht signifikant. Die Unterschiede zwischen allen anderen Nutzungsraten waren hochsignifikant ( $\text{Chi}^2$ -Test).

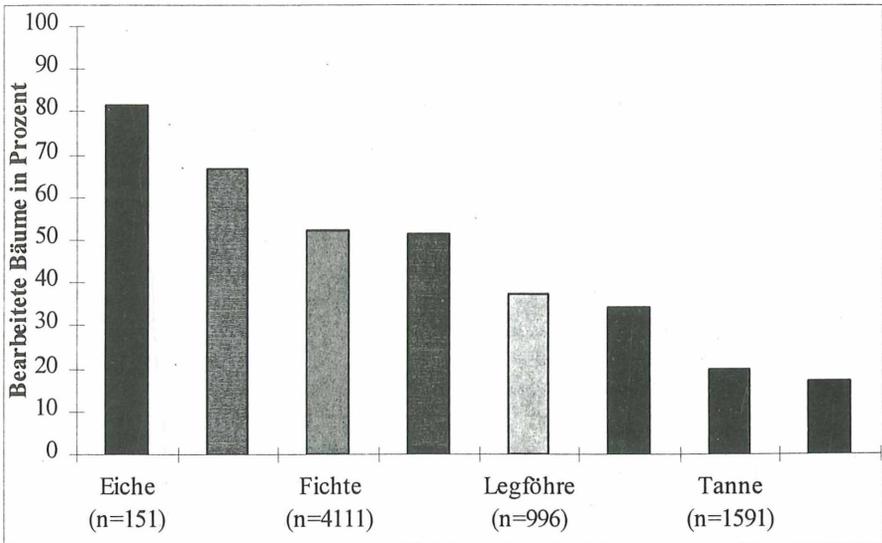


Abb. 14: Prozentuale Anteile abgestorbener Bäume, die von Spechten genutzt wurden

#### 4.5.3 Bearbeitungsintensität des Tothholzes bei verschiedenen Baumarten und Durchmesserklassen

Die einzelnen Baumarten unterschieden sich jedoch nicht nur in den prozentualen Anteilen, in denen sie sichtbare Bearbeitungsspuren aufwiesen (Kapitel 4.5.2), sondern auch in der durchschnittlichen Menge der Bearbeitungsspuren pro Baum. Bei der Betrachtung der durchschnittlichen Zahl der Bearbeitungsspuren pro Baum in den verschiedenen Untersuchungsflächen zeigt sich, daß die Unterschiede zwischen Bann- und Wirtschaftswald vergleichsweise gering sind (siehe Tab. 58). Die abgestorbenen Bäume wurden überall mit ähnlicher Intensität bearbeitet. Die abso-

Die Zahl erfaßter Bearbeitungsspuren steigt mit der Zahl stehender toter Bäume an, die durchschnittliche Zahl der Bearbeitungsspuren pro Baum ändert sich nicht. Die kleinere Zahl stehender toter Bäume in den Wirtschaftswäldern wurde nicht intensiver bearbeitet als die größere Zahl stehender toter Bäume in den Bannwäldern. Die ehemaligen Mittelwaldeichen der Untersuchungsgebiete Bechtaler Wald und Sommerberg wiesen im Durchschnitt die meisten Bearbeitungsspuren auf. In den Untersuchungsgebieten Hoher und Mittlerer Ochsenkopf und Wilder See wurde die Kiefer bevorzugt bearbeitet. Buchen und Hainbuchen zeigten nur relativ wenige Bearbeitungsspuren. Die Unterschiede der einzelnen Baumarten in der durchschnittlichen Zahl an Bearbeitungsspuren waren in den meisten Fällen signifikant (siehe Tab. 59).

Tab. 58. Durchschnittliche Zahl der Bearbeitungsspuren pro Baum

Untersuchungsgebiete	Bannwald	Wirtschaftswald
Bechtaler Wald	33	31
Sommerberg	24	28
Conventwald	30	27
Wilder See - Hornisgrunde	31	34
Hoher u. Mittlerer Ochsenkopf	27	33

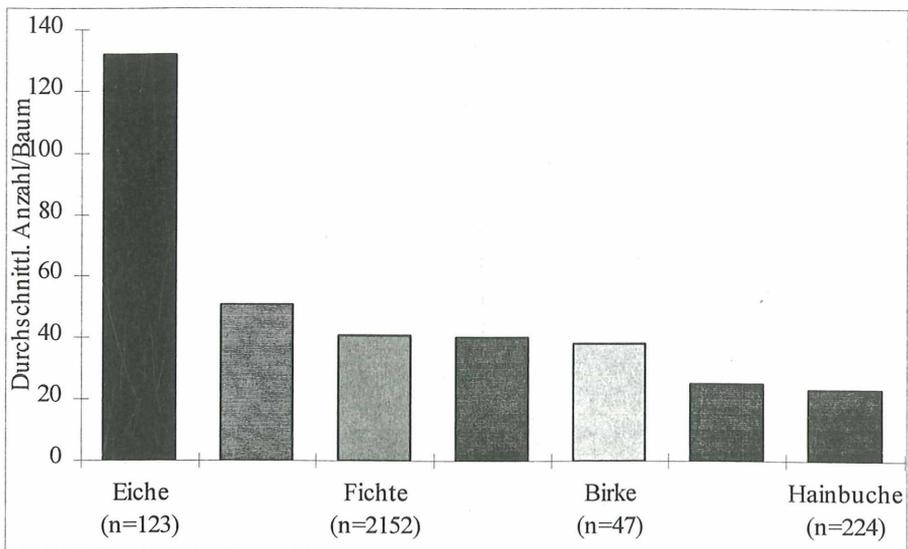


Abb. 15. Durchschnittliche Bearbeitungsintensität an abgestorbenen Bäumen

Tab. 59. Signifikanz der Unterschiede zwischen den Mittelwerten von Abb. 15 nach Mann-Whitney (U-Test,  $p < 0,001 = \text{hochsign.}$ ,  $p > 0,05 = \text{nicht sign.}$ )

Mann-Whitney (U-Test)	Eiche	Kiefer	Fichte	Legföhre	Birke	Buche
Eiche	xxxxxxx					
Kiefer	hochsign.	xxxxxxx				
Fichte	hochsign.	hochsign.	xxxxxxx			
Legföhre	hochsign.	hochsign.	nicht sign.	xxxxxxx		
Birke	hochsign.	nicht sign.	nicht sign.	nicht sign.	xxxxxxx	
Buche	hochsign.	hochsign.	hochsign.	hochsign.	hochsign.	xxxxxxx
Hainbuche	hochsign.	hochsign.	hochsign.	hochsign.	hochsign.	nicht sign.

Die große Zahl von Bearbeitungsspuren an den Eichen hing auch damit zusammen, daß diese Baumart die größten mittleren Durchmesser und die größten mittleren Stammlängen im Verhältnis zu den anderen Baumarten aufwies (siehe Tab. 56).

Der Einfluß des Brusthöhendurchmessers (BHD) auf die durchschnittliche Zahl der Bearbeitungsspuren durch die Spechte ließ sich durch das Klassifizieren der erfaßten toten Bäume in einzelne Durchmesserstufen aufzeigen. Bei allen Baumarten wiesen die dickeren toten Bäume durchschnittlich mehr Bearbeitungsspuren auf als die dünneren (siehe Abb. 16). Eichen, Fichten, Kiefern, Legföhren und Buchen zeigten hochsignifikante Unterschiede zwischen den Durchmesserstufen (Kruskal-Wallis H-Test). Bei den Hainbuchen waren die Unterschiede signifikant (Kruskal-Wallis H-Test) und bei der Birke waren sie nicht signifikant (Mann-Whitney-U-Test).

Zur Beurteilung des Einflusses der Baumart auf die Zahl der Bearbeitungsspuren bei gleichem BHD wurden verschiedene Baumarten innerhalb der gleichen Durchmesserklasse gegeneinander getestet. Im Bereich der Durchmesserklasse 21-30 cm zeigten Fichten und Kiefern hochsignifikante Unterschiede, und Eichen sowohl gegen Buchen als auch gegen Hainbuchen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney, U-Test). Im Bereich der Durchmesserklasse 31-40 cm unterschied sich die mittlere Zahl der Bearbeitungsspuren an der Eiche hochsignifikant von allen anderen Baumarten (Mann-Whitney, U-Test). Die Unterschiede in der durchschnittlichen Zahl der Bearbeitungsspuren pro Durchmesserklasse sind zwischen Fichten und Eichen signifikant (Wilcoxon-Test).

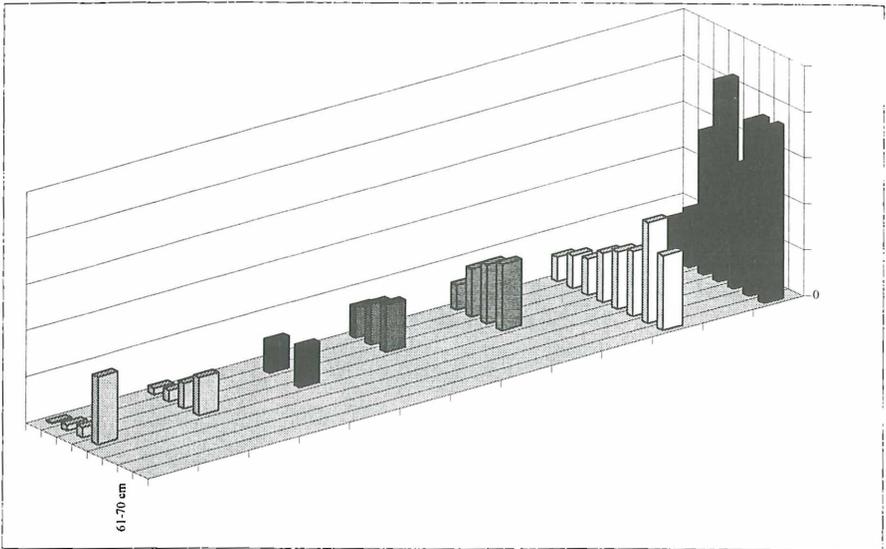


Abb. 16. Bearbeitungsspuren an toten Bäumen nach Durchmesserklassen und Baumarten getrennt

#### 4.5.4 Abhängigkeit der Zahl der Bearbeitungsspuren vom Zersetzungsgrad

Möglicherweise entstanden viele Spechteinschläge an den stehenden toten Bäumen noch vor oder während ihres Absterbens. Die Nutzung als Substrat zur Nahrungssuche ist auch abhängig vom Holzzustand und dem Grad der Zersetzung des Totholzes. Dadurch wird es schwer den aktuellen Wert eines stehenden toten Baumes als potentielle Nahrungsressource für Spechte festzustellen.

Um sich ein Bild der Rolle des Zersetzungsgrades machen zu können wurde die durchschnittliche Anzahl der Spechtlöcher an frisch abgestorbenen Bäumen (Zersetzungsgrad 1) mit bereits längere Zeit toten Bäumen (Zersetzungsgrad 3) derselben Baumart verglichen (siehe Abb. 17). Die Mittelwerte jedes Wertepaares wurden mit dem U-Test (Mann-Whitney) auf signifikante Unterschiede geprüft. Es zeigte sich, daß der größte Teil der Spechtlöcher bei den Nadelbäumen und der Birke erst gehackt wird, wenn der Baum bereits längere Zeit tot ist. Bei Buche und Hainbuche waren die Unterschiede der Mittelwerte nicht signifikant. Es ist also davon auszugehen, daß diese Baumarten vor allem während ihres Absterbens eine gute Nahrungsquelle darstellen, da die Spechte sie längere Zeit nach ihrem Absterben nicht mehr intensiv bearbeiten.

Die Eichen wiesen in frisch abgestorbenem Zustand signifikant mehr Spechtlöcher auf als im Stadium fortschreitender Zersetzung. Sie wurden als kranke und absterbende Bäume offenbar sehr intensiv von Spechten genutzt. Die meisten Hackspuren bei der Eiche befanden sich in der Rinde der Bäume. Sie platzte im Laufe der Zeit jedoch ab, wodurch die Bearbeitungsspuren nicht mehr erkennbar waren. Auch die Hackspuren an den Starkästen verwitterten langsam und waren schließlich für den Bearbeiter nur noch teilweise erkennbar. Da keine neuen Bearbeitungsspuren mehr hinzukamen, nahm die Zahl sichtbarer Spuren bei dieser Baumart mit zunehmender Zersetzung ab, eine Aussage zur früheren Nutzung im fortgeschrittenen Zersetzungs-zustand ist nicht möglich. Die meisten anderen Baumarten wurden auch bei fortgeschrittener Zersetzung noch intensiv bearbeitet.

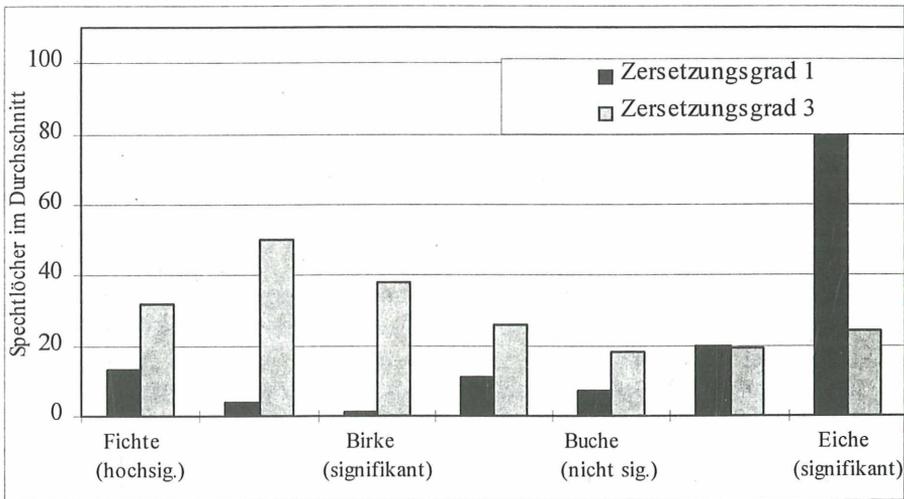


Abb. 17 Totholznutzung durch Spechte nach dem Absterben der Bäume

## 5. Diskussion der Ergebnisse

### 5.1 Methodik und Fehlerquellen

#### 5.1.1 Flächengröße und Flächenform der Untersuchungsgebiete

Die Zahl der Vogelarten, welche während einer Kartierung der Siedlungsdichte der Brutvögel festgestellt werden kann, ist direkt von der gewählten Flächengröße abhängig (REICHHOLF 1980). Nach ELLENBERG (1985) nimmt die Zahl der erfaßten Vogelarten in einem Waldgebiet in Norddeutschland bei einer Verdopplung der Flächengröße (zwischen 15 ha und 15 km<sup>2</sup>) um jeweils ca. 7 Arten zu. FLADE (1994) differenziert diese Aussage und erstellt Arten-Arealkurven für die verschiedenen Waldtypen Mittel- und Norddeutschlands. Die jeweilige Zunahme der Artenzahlen ist seinen Kurven zufolge in Eichen-Hainbuchenwäldern und Bergfichtenwäldern weniger ausgeprägt als in Fichtenwäldern mittlerer Lagen und Bergbuchenwäldern, aber grundsätzlich immer vorhanden.

Bei der Auswahl der Untersuchungsflächen war es unmöglich sich an einheitliche Flächengrößen zu halten, da die zur Abgrenzung verwendeten Forststraßen oder Abteilungsgrenzen zwangsläufige Abweichungen mit sich brachten. Es erschien wichtiger möglichst homogene Waldbestände mit ähnlicher Strukturierung als Untersuchungsflächen auszuwählen.

Die Abweichungen in der Flächengröße zwischen den jeweiligen Bann- und Wirtschaftswäldern liegen zwischen 5 und 10 ha. In 5 von 6 Untersuchungsgebieten gab es in den Bannwäldern mehr Vogelarten als im Wirtschaftswald. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächengröße wurde der Unterschied verstärkt (siehe Tab. 38). Insbesondere für stammkletternde und höhlenbrütende Vogelarten boten die Bannwälder bessere Lebensräume, auch wenn sie kleiner waren als die Vergleichsflächen im Wirtschaftswald. Dadurch erhöhte sich die Anzahl der Brutvogelarten gegenüber dem Wirtschaftswald in den meisten Untersuchungsgebieten.

Schwieriger zu bewerten sind die Auswirkungen von unterschiedlichen Flächenformen auf die Kartierungsergebnisse. FLADE (1994) empfiehlt bei der Abgrenzung der Untersuchungsflächen, die äußeren Grenzlinien zu minimieren und eine entsprechende Flächenform zu wählen (Rechteck, Quadrat, Kreis). Je länger und schmaler die ausgewählten Flächenbereiche, desto häufiger werden Vogelreviere entlang der Ränder angeschnitten, ohne als Teilreviere erkannt bzw. anteilig korrekt zugeordnet zu werden. Die direkt miteinander verglichenen Flächen innerhalb des gleichen Untersuchungsgebietes besaßen nicht immer ähnliche Flächenformen (siehe Kartenskizzen). Die Unterschiede in der Flächenform können zur Entstehung eines systematischen Fehlers beitragen, über dessen Größenordnung sich nur schwer eine Aussage treffen läßt. Im Untersuchungsgebiet Napf wurde wegen der Steilheit des Geländes je nur ein 50 Meter breiter und mehrere Kilometer langer Bereich kartiert. Die Menge der ange-

schnittenen Reviere erhöhte sich gegenüber einem quadratischen Flächenausschnitt stark. Beim Vergleich der Ergebnisse des Untersuchungsgebietes Napf mit den anderen Untersuchungsgebieten ist deswegen Vorsicht geboten. Innerhalb des Untersuchungsgebietes sind aber Bannwald und Wirtschaftswald wegen der sehr ähnlichen Flächenform voll vergleichbar.

### 5.1.2 Untersuchungen zur Siedlungsdichte

Die Kartierung des Brutvogelbestandes ermöglicht quantitative Aussagen zur Siedlungsdichte und zu den Artspektren. Bei aller Sorgfalt lassen sich systematische und individuelle Fehler während der Aufnahmen nicht vermeiden. OELKE (1980) und GNIELKA (1992) gehen bei einjährigen Aufnahmen von relativ großen Fehlern aus, da Witterungseinflüsse und Zufälligkeiten die Aufnahmen stärker prägen als bei mehrjährigen Wiederholungen. Die Fehlschlüsse bei der Kartierung der Siedlungsdichte können nach FLADE (1994) bis zu 50% erreichen. TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994) gehen von einem wesentlich geringeren Fehler in ihren Untersuchungen aus. Sie schätzen den Standardfehler bei den Zählungen auf etwa 10%, für einige Arten auf bis zu 30%. Die genannten Autoren sind der Meinung, daß die Brutbestände bei der Revierkartierung grundsätzlich leicht bis mäßig unterschätzt werden.

Zur Beurteilung der hier vorgelegten Ergebnisse sollen die möglichen Fehlerquellen nachfolgend kurz angesprochen werden.

Die Revierkartierungsmethode liefert hinreichend genaue Ergebnisse zur Beurteilung und zum Vergleich zweier Gebiete, sofern die ornithologischen Aufnahmen innerhalb eines Jahres stattfinden. Die Flächenpaare wurden deshalb immer im selben Jahr untersucht.

In der vorliegenden Untersuchung wurde in allen Gebieten von der selben Person kartiert und ausgewertet, ein systematischer Fehler durch verschiedene Beobachter oder Auswertungsmethoden entstand nicht.

Die angenommenen Reviergrößen der verschiedenen Vogelarten (siehe Anhang 8.1) liefern nur grobe Richtwerte. Die tatsächlichen Reviergrößen in den Untersuchungsflächen können von diesen Werten stark abweichen und daher falsch eingeschätzt worden sein. Bei der Abgrenzung der Papierreviere spielte dieses Kriterium allerdings nur eine geringe Rolle.

Nach Austrieb des Laubes wurde überwiegend nach Gehör kartiert. Wenn die Männchen einer erfaßten Vogelart nicht regelmäßig singen, wie beispielsweise die Singdrossel (MELDE 1991), oder nur einen leisen und unauffälligen Gesang haben wie Grauschnäpper, Trauerschnäpper und Kernbeißer, dann sind diese Arten in der Erfassung unterrepräsentiert.

Bei der Zuteilung der Papierreviere sehr häufiger Arten, wie der Tannenmeise, entstanden dadurch Fehler, daß auf der Artkarte die Eintragungen revieranzeigender

Verhaltensweisen mehr oder weniger flächendeckend wurden. Eine Abgrenzung von Revieren war dann nur noch anhand von Simultanbeobachtungen möglich. Deswegen wurden weniger Papierreviere zugewiesen als theoretisch denkbar.

Obwohl zur Erfassung der nacht- und dämmerungsaktiven Eulen mindestens zwei Nächte in allen Flächen verbracht wurden, ist die Dunkelziffer nicht erfaßter Paare recht hoch.

Die von GNIELKA (1992) und FLADE (1994) herausgestellten Unterschiede zwischen kartiertem und tatsächlichem Brutbestand gelten selbstverständlich auch für die vorliegende Untersuchung. Nichtbrütende singende Männchen, das polygame Verhalten verschiedener Vogelarten und die schlechte visuelle Beobachtbarkeit von Kronenbrütern während der Brutzeit sind nur einige von zahlreichen möglichen Fehlerquellen, welche dazu beitragen den tatsächlichen Brutbestand zu unterschätzen. Die tatsächliche Siedlungsdichte der Vögel in den Untersuchungsgebieten dürfte deshalb höher liegen als die angenommene Siedlungsdichte. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Flächenpaaren wird dadurch aber nicht berührt.

Die Auswertung der Registrierungshäufigkeiten während der Brutzeit berücksichtigt alle Vogelbeobachtungen, die während der Kartierungsgänge gemacht wurden. Beobachtungen von Vogelarten, die ein sehr großes Aktionsgebiet nutzen, wie Habicht, Kolkrabe, Auerwild und Sperber, waren von Zufälligkeiten geprägt und nicht immer repräsentativ. Bei seltenen und scheuen Vogelarten gab es oft nur wenige Beobachtungen. Dann besitzen die gebildeten Differenzbeträge zwischen Bann- und Wirtschaftswald kaum Aussagekraft (siehe Tabelle 40), was aber durch die fehlende statistische Signifikanz auch zum Ausdruck kommt.

Auch die Ermittlung der Beobachtungshäufigkeit der stammkletternden Vogelarten außerhalb der Brutzeit war nicht fehlerfrei. Potentielle Mehrfachregistrierungen derselben Individuen, die innerhalb der gleichen Beobachtungsstunde mehrmals gesehen und nicht als bereits registriert erkannt wurden, war eine Fehlerquelle. Die Erfassung der Beobachtungshäufigkeit wurde meist neben anderen Tätigkeiten, wie den Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche oder der Totholzaufnahme, durchgeführt. Dadurch entstand ein weiterer Fehler, da der Beobachter sich nicht kontinuierlich bewegte, sondern manchmal längere Zeit am gleichen Punkt verblieb. Damit sank die Wahrscheinlichkeit für die Entdeckung weiterer Individuen. Spezifische Unterschiede in der Wahrnehmungsfähigkeit der Kartierer waren ein weiterer, systematischer Fehler. Die in Kapitel 4.2.12 dargestellten Ergebnisse sind dennoch vertretbar, weil die große Zahl der Stichproben manche Fehler ausgleicht und die verglichenen Flächenpaare mit derselben Methodik bearbeitet wurden.

### 5.1.3 Untersuchungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche der stammkletternden Vogelarten

Die Beobachtungen zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche beschränkten sich in den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald und Conventwald auf die Wintermonate außerhalb der Vegetationsperiode. Selbstverständlich gelten die daraus getroffenen Aussagen nur für das Winterhalbjahr. Es ist allerdings unwahrscheinlich, daß die Rolle des Totholzes als potentielle Nahrungsquelle während der Vegetationsperiode zunimmt, da viele Arthropoden in dieser Zeit an Blättern oder lebenden Zweigen vorkommen. Damit ist während des Sommerhalbjahres eher eine Verlagerung der stammkletternden Vogelarten bei der Nahrungssuche an lebende Bäume wahrscheinlich.

Der Zeitanteil der Nahrungssuche der Spechte an liegendem Totholz war relativ gering, bei Kleibern und Baumläufern gab es nur Einzelbeobachtungen (siehe Tab. 47). Daraus wurde gefolgert, daß liegendes Totholz als Substrat bei der Nahrungssuche stammkletternder Vogelarten keine Rolle spielt. Möglicherweise flohen die Vögel bei Annäherung eines Beobachters früher, wenn sie an liegendem Totholz nach Nahrung suchten, als bei der Nahrungssuche an den stehenden Bäumen. Ein solcher systematischer Fehler könnte besonders bei den Spechtarten dazu beigetragen haben, daß die Rolle liegenden Totholzes als Substrat bei der Nahrungssuche unterschätzt wurde. PECHACEK (1995) ermittelte im Nationalpark Berchtesgaden eine verstärkte Nutzung von liegendem Totholz durch den Schwarzspecht. Auch BLUME (1981) stellte die Wichtigkeit von liegendem Totholz und von Baumstubben als Substrat bei der Nahrungssuche des Schwarzspechtes heraus.

Durch den Vergleich der Zeitanteile der Nutzung stehender toter Bäume mit dem Gesamtvorrat an stehendem Totholz wurden Präferenzen bei der Nahrungssuche an Totholz ermittelt (siehe Abb. 12). Die Referenzdaten der Grundaufnahme geben allerdings nur den Vorrat an Totholz innerhalb der untersuchten Probekreise korrekt wieder (siehe Kapitel 4.1). Eine Extrapolation der erhobenen Daten auf die Gesamtfläche ist durch die hohen Standardabweichungen der Stichprobenergebnisse problematisch.

Außerdem gibt der Vorrat an Totholz nur das Volumen der Bäume und nicht die den Vögeln bei der Nahrungssuche tatsächlich zur Verfügung stehende Substratfläche wieder, kann also nur als grob beschreibende Größe herangezogen werden.

Der Vorrat an Totholz läßt keine Aussage über die Qualität der abgestorbenen Bäume als Substrat bei der Nahrungssuche zu. Einzelne abgestorbene Bäume besaßen eine größere Attraktivität als andere und wurden immer wieder gezielt zur Nahrungssuche angefliegen. So wurden beispielsweise einzelne, durch Borkenkäferbefall absterbende Fichten im Nordschwarzwald sehr intensiv von Bunt-, Schwarz und Dreizehenspechten genutzt. Diese Bäume fielen bei der Aufnahme der Bearbeitungsspuren (siehe Kapitel 4.5) durch eine besonders hohe Zahl an Spechteinschlägen auf.

Aus den aufgeführten Gründen liefert der auf den Probekreisen ermittelte Vorrat an Totholz also nur ungefähre Angaben zum Angebot an diesem Nahrungssubstrat. Dennoch ist die Einbeziehung dieser Parameter ein entscheidender Fortschritt gegenüber den bisherigen Untersuchungen zur Substratwahl nahrungssuchender Spechte (z.B. PECHACEK 1995, SWALLOW et al. 1988), weil dort die Vergleichsbasis zur Beurteilung von Präferenzen ganz fehlte.

#### 5.1.4 Aufnahme der Bearbeitungsspuren an abgestorbenen Bäumen

Abgestorbene Bäume werden in den Untersuchungsgebieten vor allem von Buntspecht, Schwarzspecht und Dreizehenspecht so bearbeitet, daß sichtbare Spuren entstehen. Mittelspechte wurden nie beim Erzeugen von tiefreichenden Bearbeitungsspuren beobachtet und gelten nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994) eher als Sammelspechte, die bei der Nahrungssuche nur selten tiefe Kerben ins Holz hacken. Kleinspechte suchten fast nur an Ästen lebender Bäume nach Nahrung (siehe Tab. 49). Die erfaßten Hackspuren ließen sich nur selten eindeutig zuordnen. In den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald, Sommerberg und Conventwald kamen keine Dreizehenspechte vor, und Schwarzspechte waren eher selten. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald stammten 4% der kartierten Bearbeitungsspuren eindeutig vom Schwarzspecht, im Untersuchungsgebiet Wilder See waren es etwa 7%. Tatsächlich war die Registrierungshäufigkeit des Schwarzspechtes dort auch mehr als viermal so hoch (siehe Tab. 41 und 42). Die Zuordnung der Hackspuren zum Schwarzspecht liefern nur einen groben Anhaltspunkt, da nicht alle von ihm verursachten Einschläge sich von denen des Buntspechtes unterscheiden. Im Untersuchungsgebiet Wilder See und Hoher Ochsenkopf kamen die Hackspuren des Dreizehenspechtes hinzu, welche nicht von denen des Buntspechtes unterschieden wurden. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Arthäufigkeit (siehe Kapitel 4.2.12) läßt sich sagen, daß der größte Teil der erfaßten Bearbeitungsspuren vom Buntspecht verursacht wurde. Sein Verhalten und seine Vorlieben prägten ihr Vorkommen.

Der Buntspecht hackte bei der Nahrungssuche an den Bäumen nicht immer tiefe Löcher. Bei den Beobachtungen zur Substratwahl bei der Nahrungssuche zeigte sich, daß nach der Nahrungssuche oft keine sichtbaren Bearbeitungsspuren zurückblieben. Bisweilen wurde die Rinde während der Nahrungssuche in großen Stücken vom Stamm weggebrochen und fiel herunter. Darin vorhandene Rindeneinschläge ließen sich danach nicht mehr erfassen. Bei stärker zersetzten und rindenfreien Eichen wurden deswegen sehr viel weniger Bearbeitungsspuren festgestellt als in frisch abgestorbenen Bäumen (siehe Abb. 17).

Insgesamt lieferten die Bearbeitungsspuren an den toten Bäumen nur einen groben Hinweis auf deren Nutzung durch Spechte. Nur die Jagd nach holzbewohnenden Insekten und deren Larven konnte durch die Aufnahme der Bearbeitungsspuren do-

kumentiert werden. Der Nahrungsanteil an Arthropoden, die an der Rinde oder außen am Stamm der abgestorbenen Bäume leben, blieb unberücksichtigt.

## 5.2 Bewertung der Ergebnisse

### 5.2.1 Ähnlichkeitsindizes und Diversitäten

Sowohl in Bezug auf die Anzahl gemeinsamer Arten (Sörensen-Index), als auch in Bezug auf die gemeinsamen Arten und deren spezifischen Häufigkeiten (Renkonen-Index) wiesen die miteinander verglichenen Flächenpaare einen hohen Grad an Übereinstimmung auf (siehe Tab. 36). Die Übereinstimmungen verschiedener Untersuchungsgebiete miteinander waren in den meisten Fällen sehr viel geringer (siehe Anhang 8.3). Nur in den Untersuchungsgebieten Napf und Wilder See lagen die Übereinstimmungsgrade unter 80%.

In diesen Nadelwaldgebieten waren die Bannwälder reich an Totholz und schon relativ lange vom Menschen unbeeinflusst. Das durchschnittliche Alter der Bäume war hoch, und es gelang nicht, einen bewirtschafteten Bestand ähnlichen Alters und ähnlicher Struktur im Wirtschaftswald zu finden. Die bewirtschafteten Flächen waren lichter und man hatte bereits damit begonnen, die Fichten einzelstammweise zu nutzen. Dadurch erhielten sie eine eher parkartige Struktur. Die jeweiligen Bannwälder dagegen waren trotz des stehenden Totholzes noch relativ dicht geschlossen.

Diese strukturellen Veränderungen wirken sich deutlich auf die Avicoenosen der entsprechenden Flächen aus. Vogelarten, deren Habitatansprüchen die offenere, parkartige Waldstruktur entgegenkam, wie Zitronengirlitz, Baumpieper, Heckenbraunelle, Ringdrossel und Mönchsgrasmücke, siedelten in den Wirtschaftswäldern in höheren Dichten als im Bannwald (siehe Kapitel 4.2.5 und 4.2.6). Die im Rahmen der Bewirtschaftung durchgeführten Eingriffe sorgten dafür, daß sich die beiden Wirtschaftswälder der Untersuchungsgebiete Wilder See und Napf z.T. stärker ähnelten als die mit ihnen jeweils verglichenen Bannwälder (siehe Anhang 8.4).

Insgesamt waren die Übereinstimmungen innerhalb der miteinander verglichenen Flächen genügend groß, um zu zeigen, daß es keine bannwaldspezifische Avicoenose gibt, die sich klar von der Vogelartengemeinschaft entsprechender bewirtschafteter Wälder unterscheidet. Dazu sind die Bannwälder grundsätzlich zu kleinflächig und bestehen noch nicht lange genug. Einzelne Vogelarten, insbesondere stammkletternde und höhlenbrütende (siehe Tab. 40), profitieren von den im Bannwald angebotenen Strukturelementen und erreichen höhere Siedlungsdichten als im Wirtschaftswald. Nur der Dreizehenspecht läßt sich als eine im Nordschwarzwald auf Bannwaldgebiete spezialisierte Vogelart bezeichnen, er kommt im Südschwarzwald allerdings auch in reinen Wirtschaftswäldern vor (ANDRIS & KAISER 1995).

Die Änderungen der Siedlungsdichten und Artspektren sind insgesamt so gering, daß sie durch die verwendeten Ähnlichkeitsindizes kaum erfaßt werden.

Auch die Diversitäten der einzelnen Gebiete unterschieden sich nur wenig voneinander. Die bestehenden Unterschiede zwischen Bannwald und Wirtschaftswald waren nicht signifikant (siehe Tab. 37). Nach FLADE (1994) sind Diversität und Evenness zur quantitativen Charakterisierung von Vogelmgemeinschaften schlechter geeignet als Artenzahl und Siedlungsdichte. In den von Flade (1994) untersuchten Laubwäldern führten Änderungen der Habitatstrukturen kaum zu veränderten Diversitäts- und Evennesswerten, obwohl sich Siedlungsdichte und Artenzahlen spürbar änderten.

ERDELEN (1978) konnte gesicherte Korrelationen zwischen der Vegetationsstruktur und der Vogelartendiversität in verschiedenen Waldtypen feststellen. Die Evennesswerte wurden von ihm bewußt ausgeklammert, da sie, wie in den meisten ornithologischen Untersuchungen, sehr hoch lagen und eine geringe Variabilität aufwiesen.

NIPKOW & EWALD (1993) konnten hochsignifikante Unterschiede in der Diversität von Eichen-Hainbuchenwäldern, die aus ehemaligen Mittelwäldern hervorgingen, und Kiefernforsten bzw. Buntlaubforsten nachweisen. Die entsprechenden Evennesswerte ergaben keinerlei signifikante Unterschiede.

Die von verschiedenen Autoren errechneten Diversitäten verschiedener Brutvogelmgemeinschaften zeigen, daß die Schwankungen in Waldgebieten allgemein gering sind und die Evenness grundsätzlich sehr hoch liegt (siehe Tab. 60).

Tab. 60. Diversität und Evenness verschiedener Waldtypen nach verschiedenen Autoren

Autor	Bestandstyp	Größe	Diversität	Evenness
FLADE (1994)	Eichen-Hainbuchenwald	10-33 ha	2,76	0,87
NIPKOW (1993)	Eichen-Hainbuchenwald	ca. 60 ha	2,87	0,85
SPÄTH (1981)	Eichen-Hainbuchenwald	20 ha	2,97	
FLADE (1994)	Bergbuchenwald	10-33 ha	2,80	0,88
PECHACEK (1995)	Bergmischwald	17 ha	2,81	0,87
FLADE (1994)	Fichtenforst	10-33 ha	2,60	0,88
PECHACEK (1995)	subalpiner Nadelwald	26 ha	2,56	0,86
FLADE (1994)	Fichten-Kiefernforst	10-33 ha	2,90	0,84
NIPKOW (1993)	Kiefernforst	ca. 77 ha	2,05	0,87

Offensichtlich ist die Diversität der Avicoenosen nur geeignet, grundsätzlich verschiedene Waldtypen gegeneinander abzugrenzen. Vergleiche der Avicoenosen innerhalb des gleichen Waldtyps, wie sie in der vorliegenden Untersuchung gemacht wurden, bringen die bestehenden Unterschiede nicht zum Ausdruck. Die Evenness der Avicoenosen ist für Vergleiche zwischen verschiedenen Gebieten grundsätzlich ungeeignet.

### 5.2.2 Siedlungsdichte der Brutvögel

Die Siedlungsdichte der Vögel liegt in 5 von 6 Bannwäldern höher als die Siedlungsdichte der Vögel im Wirtschaftswald (siehe Abb. 8). Auch die Registrierungshäufigkeiten der Vögel liegen in 4 von 6 Gebieten im Bannwald höher als im Wirtschaftswald (siehe Abb. 9). Diese Ergebnisse liefern neue Erkenntnisse über die Rolle der Naturwaldreservate für die Vogelwelt. Ein direkter Vergleich zwischen der Avicoenose in einem Totalreservat und einem ähnlich strukturierten Wirtschaftswald wurde bisher noch nicht durchgeführt.

Die aufgeführten Siedlungsdichten enthalten keine Zahlen zu den Revieren jener Vogelarten, deren durchschnittliche Reviergröße den Umfang der Untersuchungsflächen überschritt. Daher sind sie nur bedingt mit anderen Untersuchungen zur Siedlungsdichte vergleichbar. Wenn in den Tabellen 11-35 den mit einem „+“ oder „++“ gekennzeichneten Vogelarten Teilreviere zugewiesen würden, bliebe ihr Anteil an der Gesamtsiedlungsdichte dennoch geringer als 5%. Ein orientierender Vergleich mit anderen Autoren ist also trotz dieser Einschränkung möglich. Der Vergleich der Artsppektren und Siedlungsdichten dieser Arbeit mit anderen zeigte, daß die erfaßten Avicoenosen typisch für die jeweiligen Waldgesellschaften waren (siehe Anhang 8.2). In den Eichen-Hainbuchenwäldern der tieferen Lagen war die Siedlungsdichte der Brutvögel am höchsten, im Bergmischwald und den Nadelwäldern der höheren Lagen nahm sie deutlich ab. Dieses Ergebnis wird durch andere Untersuchungen bestätigt (siehe Anhang 8.2). Insgesamt hängt die sehr viel geringere Siedlungsdichte der Vögel in den Hochlagen mit dem wesentlich schlechteren Nahrungsangebot zusammen und mit Nahrungsempässen, die sich dort vor allem während der Wintermonate ergeben (siehe auch KOCH 1976). Die Artenzahlen blieben in fast allen Flächen ähnlich, wenn sich auch die Artenzusammensetzung von Waldtyp zu Waldtyp stark unterschied. Nur die Wirtschaftswaldfläche des Untersuchungsgebietes Mittlerer Ochsenkopf machte eine Ausnahme, sie war äußerst artenarm. Die sehr geringe Siedlungsdichte auf dieser Fläche verursachte möglicherweise, daß einige Vogelarten im Rahmen der Kartierungsgänge nicht registriert wurden, obwohl sie in wenigen Exemplaren vorkamen.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern war der Anteil höhlenbrütender Vogelarten an der Artengemeinschaft am höchsten (siehe Abb. 2 u.3 im Vergleich zu Abb. 4-7). In

Eichenmischwäldern ist der Anteil der Höhlenbrüter auch nach anderen Autoren besonders hoch (EIBERLE & HIRSCHHEYDT 1985, LUDER et al. 1983), während höhergelegene Nadelwaldgebiete stets nur einen geringeren Anteil höhlenbrütender Vogelarten besitzen (RAUH 1993, PECHACEK 1995, KOCH 1976). Gerade bei den höhlenbrütenden Vogelarten war die höhere Siedlungsdichte in den Bannwäldern signifikant (siehe Abb. 10). Durch die relative Seltenheit der Brutvögel in den Hochlagen und den geringeren Anteil an Höhlenbrütern waren die Unterschiede in der Gesamtsiedlungsdichte zwischen Bann- und Wirtschaftswäldern in den montanen und hochmontanen Untersuchungsgebieten kleiner als in den Eichen-Hainbuchenwäldern der tieferen Lagen (siehe Abb. 8).

### 5.2.3 Nutzung des Totholzes als Brutraum

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, daß abgestorbene Bäume in den Untersuchungsflächen als Brutbäume von höhlenbrütenden Vogelarten bevorzugt wurden (siehe Abb. 11). Insgesamt wurden 169 bewohnte Bruthöhlenbäume kartiert, davon befanden sich 66, also mehr als 35%, in abgestorbenen Bäumen. Bei keiner Baumart erreichte der Anteil toter Bäume an der Gesamtzahl diesen Prozentsatz (Tab. 39). Der Anteil abgestorbener Bäume an den Bruthöhlenbäumen war für die meisten Baumarten hochsignifikant größer, als ihre Anzahl erwarten ließ (Tab. 39).

Die gefundenen Bruthöhlen stellten allerdings nur eine relativ kleine Stichprobe der genutzten Höhlen dar. Der Vergleich mit den Ergebnissen der Untersuchungen zur Siedlungsdichte zeigt, daß trotz intensiver Suche innerhalb der Flächen nicht mehr als 30% der belegten Bruthöhlen gefunden wurden.

Ein systematischer Fehler bei der Erfassung der Bruthöhlen ist unwahrscheinlich. Zwar sind Höhlen und Spechtlöcher in abgestorbenen Bäumen besser zu sehen als in lebenden Bäumen, aber die Aufnahme der Bruthöhlen fand nicht durch systematische Höhlensuche an den Bäumen statt, da Bruthöhlen und unbewohnbare Spechtlöcher von unten nicht unterschieden werden können (siehe HOHLFELD 1995, NOEKE 1991). In der vorliegenden Untersuchung wurden nur Höhlenbäume gewertet, in denen auch gebrütet wurde. Die Bruthöhlen wurden durch die Beobachtung der Vögel während der Brutzeit gefunden. Die Höhlenbrüter, die mit Futter oder Nistmaterial zu ihrer Höhle zurückkehrten, wurden vom Beobachter bis zum Auffinden der Höhlen verfolgt. Bisweilen wurden auch die Bettelrufe der Jungvögel aus dem Inneren der Bruthöhle registriert. Bei dieser Methode treten keine systematischen Fehler durch das bevorzugte Auffinden von Höhlen in abgestorbenen Bäumen auf. Allerdings sind heimliche und scheue Vogelarten in der Erfassung unterrepräsentiert.

Verschiedene Autoren aus den USA bestätigen die festgestellten Zusammenhänge für die dortigen Vogelgemeinschaften. RAPHAEL und WHITE (1984) fanden eine klare Präferenz von abgestorbenen Bäumen als Brutbäume für Höhlenbrüter in der Sierra

Nevada. SCHREIBER & CALESTA (1992) stellten eine positive Korrelation zwischen der Dichte stehender toter Bäume und der Siedlungsdichte der höhlenbrütenden Vogelarten in Oregon fest. Umgekehrt konnte SCOTT (1979) in Arizona eine Abnahme der Siedlungsdichte der Höhlenbrüter nachweisen, nachdem stehende tote Bäume entfernt worden waren. Bormann (1996) interpretiert die sehr hohen Siedlungsdichten im ältesten Naturwaldreservat Deutschlands, den „Heiligen Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern, als Folge des guten Höhlenangebotes für Höhlenbrüter. Auch RAUH (1993) ermittelte in 4 bayrischen Naturwaldreservaten relativ hohe Dichten von Höhlenbrütern. Er führt dies auf den hohen Anteil an Baumhöhlen in toten oder anbrüchigen Bäumen zurück.

Die untersuchten Bannwälder waren totholzreicher als die Wirtschaftswälder (siehe Tab. 6-11). Da Totholz als Brutraum gegenüber lebenden Bäumen bevorzugt wird, war die Siedlungsdichte der Höhlenbrüter innerhalb der Bannwälder größer. In den Bannwäldern waren Bunt-, Schwarz-, Klein- und Dreizehenspecht auch außerhalb der Brutzeit signifikant häufiger anzutreffen als im Wirtschaftswald (siehe Kapitel 4.2.12). Da Spechte sich im Laufe des Jahres nicht nur eine Bruthöhle, sondern mehrere Löcher, Brut- und Schlafhöhlen zimmern (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, BLUME 1993), dürfte die Dichte potentieller Bruthöhlen innerhalb der Bannwälder deutlich größer sein als im Wirtschaftswald. An lebenden Bäumen sorgen die Spechte dafür, daß bereits vorhandene Höhlen nicht vom Baum überwallt werden, und halten sie über Jahre hinweg offen (GÜNTHER & HELLMANN 1995). Viele Höhlenbrüter, wie Stare, Kleiber, Hohлтаuben, Käuze und Fliegenschnäpper, sind Folgebrüter und richten sich bei der Wahl ihrer Höhlenbäume nach der Auswahl der Spechte als Höhlenbauer.

Dazu kommt eine schwer schätzbare Zahl von Fäulnis- und Aufbruchhöhlen in den abgestorbenen Bäumen, die besonders Meisen und Zaunkönige als Nistplatz nutzen. Wald- und Gartenbaumläufer, die unter der abgeplatzen Rinde der Bäume ihre Nester bauen, sind auf stehende tote oder zumindest kranke Bäume angewiesen. Große abgeplatze Rindenstücke am Stamm, als potentielle Brutplätze für die Baumläufer, finden sich bei größerem Totholzangebot häufiger. Im Bannwald des Untersuchungsgebietes Conventwald gab es mehr als viermal so viele dieser Strukturen wie im Wirtschaftswald (HOHLFELD, 1995). Nach NOEKE (1989) liegt die Dichte bewohnbarer Höhlen in Waldbeständen mit größerem Totholzanteil mehr als doppelt so hoch wie in totholzarmen Wäldern.

In den untersuchten Laubmischwäldern war der Totholzanteil geringer als im Nadelwald. Dort befand sich der größte Teil der Bruthöhlen in lebenden Bäumen, obwohl die abgestorbenen Bäume im Verhältnis zu ihrer Häufigkeit bevorzugt wurden (siehe Abb.11). In den Eichen-Hainbuchenwäldern geben Spechte alten Eichen den Vorzug zur Höhlenanlage (vgl. SCHERZINGER 1996, HOHLFELD 1996, RAUH 1993, EIBERLE & HIRSCHHEYDT 1985, LUDER et al. 1983). Deswegen spielte das stehende Totholz als potentieller Brutraum der Höhlenbrüter eine geringere Rolle als im Nadelwald.

Im Nordschwarzwald und im Conventwald war die Bevorzugung abgestorbener Fichten und Tannen als Bruthöhlenbäume der Haubenmeise und des Buntspechtes und seiner Folgebrüter hochsignifikant (siehe Tab. 39). Die Haubenmeisen schätzten Totholz zur Höhlenanlage, da sie ihre Bruthöhlen selbst aushacken. Sie sind nach LÖHRL (1991) nicht in der Lage, Höhlen in lebende, gesunde Bäume zu hacken. Die Spechte präferieren abgestorbene Nadelbäume als Höhlenbäume, möglicherweise weil lebende Nadelbäume schwerer zu bearbeiten sind und stark harzen, wenn sie verletzt werden. Selbstverständlich sind die Spechte aber auch in der Lage, Höhlen in lebende Bäume zu zimmern, wenn keine abgestorbenen Bäume zur Verfügung stehen.

Einige der höhlenbrütenden Vogelarten der Nadelwälder, wie Sperlings- und Rauhfußkauz, Dreizehenspecht und Gartenrotschwanz, gehören in Deutschland zu den gefährdeten und besonders schutzwürdigen Vogelarten. Sie profitieren vom Totholzangebot, indem sie Spechthöhlen als Bruthöhlen übernehmen oder, im Falle des Dreizehenspechtes, selbst dort anlegen (DORKA 1996, ANDRIS & KAISER 1995).

In allen Untersuchungsgebieten wurden die aufgeklappten Wurzelteller umgestürzter Bäume als Brutraum genutzt. Für Zaunkönige, Singdrosseln, Amseln und Tannenmeisen konnten dort Brutnachweise erbracht werden. Die wichtige Rolle von Wurzeltellern als potentieller Brutraum in Urwäldern wird auch von TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994) betont.

Nach UTSCHICK (1991) spielen tote Bäume im nadelholzreichen Gebiet des Lauterbacher Waldes als Substrat für die Nestanlagen der Höhlenbrüter kaum eine Rolle. Allerdings standen dort auch Laubbäume für die Höhlenbrüter zur Verfügung, und der Totholzanteil war im Verhältnis zu den untersuchten Bannwäldern sehr gering. Utschicks Methode erfaßte die von Spechten in die toten Bäume gezimmerten Spechtlöcher bzw. Spechthöhlen. Danach wiesen nur 4,9% der stehenden toten Bäume mit einem BHD > 10 cm im Lauterbacher Forst Spechtlöcher bzw. Höhlen auf. Daraus eine Aussage über die Bevorzugung oder Meidung toter Bäume durch Höhlenbrüter abzuleiten, ist nicht angebracht, da entsprechende Daten zu den prozentualen Anteilen der Höhlenbäume bei lebenden Bäumen fehlten.

Utschicks Ergebnis deckt sich weitgehend mit Daten, die bei der Erfassung von Bearbeitungsspuren an toten Bäumen aufgenommen wurden. Danach liegt der Anteil der Höhlenbäume an allen toten Bäumen im Conventwald ebenfalls bei 5%, im Nordschwarzwald sogar bei weniger als 2%. Trotzdem werden die abgestorbenen Bäume in diesen Gebieten von den Höhlenbrütern stark bevorzugt.

#### 5.2.4 Nutzung von Totholz als Nahrungsquelle

Die Totholznutzung durch Spechte in den verschiedenen Untersuchungsgebieten wird durch die relative Baumartenzusammensetzung und Stärke des Totholzes bestimmt. Mit Hilfe der Ergebnisse der Erfassung der Bearbeitungsspuren an toten Bäumen lassen sich diese Einflüsse zeigen.

Die Bearbeitungsrate der abgestorbenen Bäume war stark von den jeweiligen Baumarten abhängig. Eichen wiesen die höchsten, Buchen die geringsten Nutzungsraten auf (Abb. 14).

Auch die Bearbeitungsintensität hing von der Baumart ab. Wieder wurden die Eichen gegenüber allen anderen Baumarten bevorzugt. Eichen zeigten durchschnittlich mehr als doppelt so viele Bearbeitungsspuren wie die anderen Baumarten (siehe Abb. 15). Die höhere Zahl von Bearbeitungsspuren an der Eiche gegenüber den anderen Baumarten innerhalb der häufigsten Durchmesserklassen ließ sich statistisch absichern (Abb. 16).

Insgesamt spielte der Brusthöhendurchmesser bei der Bearbeitungsintensität ebenfalls eine wichtige Rolle. Die dickeren Bäume wurden bei allen Baumarten intensiver bearbeitet (siehe Abb. 16).

Die Kiefer wurde bezüglich ihrer Bearbeitungsrate und ihrer Bearbeitungsintensität gegenüber der Fichte von den Spechten bevorzugt (Abb. 14 u. 15). Die höhere Zahl von Bearbeitungsspuren an der Kiefer gegenüber der Fichte innerhalb der häufigsten Durchmesserklasse ließ sich ebenfalls statistisch absichern (Abb. 16). Im Untersuchungsgebiet Mittlerer Ochsenkopf führte das zu einer vergleichsweise hohen Anzahl von Bearbeitungsspuren im Wirtschaftswald. Die von den Spechten bevorzugte Kiefer trat im Bannwald innerhalb der Probekreise mit 6% der abgestorbenen Baumindividuen auf, im Wirtschaftswald mit 50% (Kapitel 4.1.5). Dort wurden pro Hektar nur 7% weniger Bearbeitungsspuren gezählt als im Bannwald, obwohl der Vorrat an stehendem Totholz um etwa 40% (Tab. 10) geringer ist. Die intensive Nutzung des stehenden Totholzes im Wirtschaftswald Mittlerer Ochsenkopf geht auf die große Zahl der Kiefern zurück.

Nur etwa 20% aller erfaßten Buchen und Tannen trugen Bearbeitungsspuren von Spechten (siehe Abb. 14). Diese Baumarten waren im Untersuchungsgebiet Conventwald bestandesbildend. Die Spechtdichte war dort sowohl im Bannwald als auch im Wirtschaftswald relativ niedrig. Bei den Beobachtungen zur Substratwahl bei der Nahrungssuche zeigte sich, daß die Buntspechte die abgestorbenen Äste an lebenden Buchen und Tannen des Conventwaldes intensiv (Tab. 53), das stehende Totholz jedoch mit nur relativ geringen Zeitanteilen nutzten (Tab. 50).

Die durchschnittliche Zahl von Spechteinschlägen pro Baum bleibt in totholzreichen und totholzarmen Beständen etwa gleich (siehe Tab. 58). Die Intensität der Totholznutzung änderte sich demnach nicht mit der Totholzmenge. Die wenigen stehenden toten Bäume der Wirtschaftswälder wurden mit gleicher Intensität bearbeitet wie die vielen stehenden toten Bäume der Bannwälder. Insofern sollte das zusätzliche Nahrungspotential, das durch das Belassen einiger alter, starker Bäume als stehendes Totholz geschaffen wird, nicht überschätzt werden. Erst ein erheblicher Totholzanteil verbessert die Nahrungssituation für die Spechte merklich.

Die Höhe des Nahrungsangebotes führte, unabhängig von der Nutzung des Totholzes als Brutraum, in den totholzreichen Bannwäldern zu höheren Dichten jener Specht-

arten, die Bearbeitungsspuren an den toten Bäumen verursachten. Außerhalb der Brutzeit wurden signifikante Unterschiede in der Beobachtungshäufigkeit von Bunt-, Schwarz-, und Dreizehenspechten in den Bannwäldern bestätigt (Kapitel 4.2.12). Auch nach SCHERZINGER (1996) besteht eine Korrelation zwischen der Spechtdichte und dem Vorrat an stehendem Totholz eines Waldes.

Interessant war auch die zeitliche Determination der Bearbeitungsspuren an den abgestorbenen Bäumen. Die bevorzugt bearbeiteten Eichen wurden in lebendem und frisch abgestorbenem Zustand intensiv zur Nahrungssuche genutzt. Als stehendes Totholz wurden sie kaum noch bearbeitet und verloren weitgehend ihren Wert als Nahrungsquelle (siehe Abb. 17). Auch Buchen und Hainbuchen waren längere Zeit nach ihrem Absterben nicht mehr so interessant wie vorher. Ganz anders die Birken und Nadelbäume der höheren Lagen des Schwarzwaldes. Sie lieferten auch längere Zeit nach ihrem Absterben noch Nahrung. SCHERZINGER (1993) stellte während einer Borkenkäferkalamität auf Fichten im Bayrischen Wald einen Anstieg der Siedlungsdichte der Buntspechte auf das Fünffache fest. Obwohl die Siedlungsdichte in den nächsten Jahren nach der Kalamität wieder sank, blieb sie gegenüber dem Kalamitätsbeginn erhöht.

Im Nordschwarzwald mit seinen fichtenreichen Waldbeständen und hohen Anteilen kranker und absterbender Bäume war der Vorrat an stehendem Totholz sehr hoch. Die Ergebnisse zur Wahl des Substrates bei der Nahrungssuche zeigen, daß die Totholzspezialisten wie Dreizehenspecht und Schwarzspecht das vorhandene Angebot stark nutzten. Auch der Buntspecht verbrachte einen großen Zeitanteil bei der Nahrungssuche auf toten und absterbenden Bäumen. Sie stellen im Nordschwarzwald offensichtlich eine recht gute Nahrungsquelle dar (siehe Tab. 51). Nur Kleiber und Waldbaumläufer nutzten die lebenden Fichten in stärkerem Umfang zur Nahrungssuche.

Die Befunde aus dem Nordschwarzwald widersprechen teilweise den Ergebnissen von PECHACEK (1995), der im Nationalpark Berchtesgaden einen sehr hohen Zeitanteil der Zapfenernte an der Nahrungssuche der Buntspechte ermittelte. Er liegt mit über 40% sehr viel höher als im Nordschwarzwald mit 3% (siehe Tab. 46). Die von Pechacek untersuchten Flächen lagen jedoch größtenteils zwischen 1300 und 1700 m ü.M. und besaßen ein von den Alpen geprägtes, kühles Klima, wodurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicher beeinflusst wird. Durch das Klima bedingte geringere Käferdichten im Alpenraum und Unterschiede in Größe, Energiegehalt und jährlicher Produktion der Fichtensamen könnten eine mögliche Erklärung bieten.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern des Untersuchungsgebietes Bechtaler Wald bildeten die lebenden Eichen die Hauptnahrungsquelle für die stammkletternden Vogelarten (siehe HOHLFELD 1996). Bei der Suche nach Nahrung verbrachten Mittelspechte, Schwarzspechte, Kleiber und Baumläufer dort den größten Teil ihrer Zeit und die Buntspechte mehr als 30%. Während der Wintermonate verbrachten Buntspecht und Kleiber einen gewissen Teil ihrer Zeit mit der Ernte von Hainbuchensamen (siehe

Tab. 45 und 46). Dennoch wurde auch Totholz als Nahrungsquelle genutzt, war aber keineswegs die einzige Alternative in diesem Gebiet (siehe Tab. 49).

Nicht alle stammkletternden Vogelarten bevorzugten Totholz bei der Nahrungssuche. Mittelspechte und Baumläufer bevorzugten weder das stehende Totholz bei ihrer Nahrungssuche (Abb. 12), noch den Anteil toter Äste an den lebenden Bäumen (Tab. 54). Zwar reagierten die Baumläufer auf das größere Angebot an stehendem Totholz im Nordschwarzwald im Vergleich zum Bechtaler Wald und Conventwald mit stärkerer Nutzung (Tab. 49,51,52), aber sie war im Verhältnis zum Angebot gering (Abb. 12). Die Kleiber nutzten den Vorrat an stehendem Totholz ebenfalls nur gemäß seiner Häufigkeit oder mieden ihn. Im Nordschwarzwald und Conventwald suchten sie ihre Nahrung überwiegend auf lebenden Fichten und Tannen. Allerdings nutzten sie dort verstärkt den Anteil toter Äste (Tab. 55), weswegen das Angebot an Totholz in Form von Totästen an lebenden Bäumen für die Kleiber in diesen Gebieten eine Rolle spielte.

Die Totholznutzung der stammkletternden Vogelarten die deutlich von den Totholzanteilen bei der Nahrungssuche profitierten war sehr unterschiedlich. Der Buntspecht bevorzugte sowohl stehendes Totholz gegenüber lebenden Bäumen bei der Nahrungssuche (Abb.12), als auch tote Äste an lebenden Bäumen gegenüber lebenden Ästen (Tab. 54). Beim Schwarzspecht sind diese Tendenzen noch deutlicher. Dreizehenspechte dagegen suchten ihre Nahrung fast ausschließlich an stehenden abgestorbenen Bäumen (Tab. 52), der Totastanteil lebender Bäume war für sie unwichtig. Im Gegensatz dazu nutzte der Kleinspecht überwiegend das Totastangebot an den lebenden Bäumen (Tab. 54) und schien stehende tote Bäume sogar zu meiden (Abb. 12). Dennoch profitierte auch er vom höheren Totholzangebot der Bannwälder in Form des höheren Angebotes an Totästen.

Die Wahl des Substrates dieser Arten erfolgte sehr gezielt und zeigt, daß es für die Totholznutzer artspezifisch verschiedenes Nahrungsangebot im Totholz gab. Die Einnischung der einzelnen Arten zur Vermeidung interspezifischer Konkurrenz wird bei den verschiedenen Formen der Totholznutzung gut sichtbar.

### **5.3 Ursachen der unterschiedlichen Häufigkeiten der Vogelarten in den Bann- und Wirtschaftswäldern**

Die Ursachen für die Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit verschiedener Vogelarten in Bann- und Wirtschaftswäldern sind vielfältig und hängen mit den jeweiligen Habitatsprüchen zusammen. Die Gründe lassen sich nicht pauschalisieren, sondern nur durch eine Analyse auf dem Niveau der einzelnen Vogelarten aufzeigen.

### 5.3.1 Spechte

Die größere Häufigkeit der Spechte in den Bannwäldern ist bei den meisten Arten sowohl eine Frage des besseren Nahrungsangebotes, als auch der besseren Brutmöglichkeiten durch den höheren Totholzanteil (Kapitel 4.2.10 u. 4.4). PECHACEK (1995) stellt im Nationalpark Berchtesgarden ebenfalls eine Bevorzugung abgestorbener Bäume bei der Nahrungssuche von Bunt-, Schwarz-, und Dreizehenspechten fest. In den Bannwäldern kommt dazu die größere Zahl von kranken Bäumen mit abgestorbenen Ästen, die Schwarz-, Bunt- und Kleinspecht stark zur Nahrungssuche nutzen (siehe Kapitel 4.4.4). Im Wirtschaftswald werden die kranken und absterbenden Bäume im Zuge von regelmäßigen Durchforstungsmaßnahmen entfernt.

Die Buntspechte wurden in 5 von 6 Untersuchungsgebieten im Bannwald signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). In drei Untersuchungsgebieten wurde ihre Häufigkeit auch außerhalb der Brutzeit registriert. Sie waren dort im Bannwald signifikant häufiger als im Wirtschaftswald (siehe Kapitel 4.2.12). Sie bevorzugten stehendes Totholz bei der Nahrungssuche (siehe Abb. 12) und nutzten bei Weißtanne, Buche und Hainbuche verstärkt die abgestorbenen Äste der lebenden Bäume (siehe Tab. 53).

Insbesondere im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald siedelten die Buntspechte während der Brutzeit im Bannwald in sehr viel höherer Dichte als im Wirtschaftswald. Wahrscheinlich spielt hierbei der sehr geringe Anteil kranker oder geschädigter Bäume des Wirtschaftswaldes wegen der schlechteren Brutmöglichkeiten eine Rolle. Die meisten gefundenen Nisthöhlen des Buntspechtes befanden sich in kranken, absterbenden oder toten Bäumen.

Die Schwarzspechte wurden in 5 von 6 Untersuchungsgebieten im Bannwald signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab.40). In 3 Untersuchungsgebieten wurde ihre Häufigkeit auch außerhalb der Brutzeit registriert. Sie waren dabei in allen drei Bannwäldern häufiger als im Wirtschaftswald (siehe Kapitel 4.2.12). Die Schwarzspechte bevorzugten bei der Nahrungssuche abgestorbene Bäume gegenüber den lebenden (siehe Abb. 12). Außerdem wurden Totäste als Substrat bei lebenden Weißtannen vorgezogen (siehe Tab. 53). SCHERZINGER (1982) hebt die Wichtigkeit morscher und kranker Nadelbäume als Nahrungshabitat des Schwarzspechtes hervor, und BLUME (1981) spricht über die Bevorzugung von morschen Baumstümpfen und Stubben bei der Nahrungssuche des Schwarzspechtes.

Nach Glutz von BLOTZHEIM & BAUER (1994) beträgt die durchschnittliche Reviergröße des Schwarzspechtes etwa 300 - 400 ha. Vorwiegend lebende Buchen bzw. Kiefernüberhälter werden als Bruthöhlenbäume genutzt. Daher ist es nicht verwunderlich, daß in keiner Untersuchungsfläche ein Brutnachweis stattfinden konnte. Der Bruthöhlenbaum kann bis zu 2,5 km vom Nahrungshabitat entfernt stehen. Der Vorrat an stehendem Totholz der Bannwälder bildet damit weniger einen geeigneten Brutraum, als vielmehr eine sehr wichtige Nahrungsquelle innerhalb des Schwarzspecht-

revieres. Im Bannwald Wilder See wurden während der Wintermonate bis zu 6 nahrungssuchende Schwarzspechte gleichzeitig angetroffen. Auch während der Brutzeit besuchten mindestens zwei Familien den Bannwald regelmäßig zur Nahrungssuche.

Die Dreizehenspechte konnten in 3 Untersuchungsgebieten beobachtet werden. In allen Fällen fanden im Bannwald Brutnachweise statt, während es in den entsprechenden Wirtschaftswäldern keine einzige Beobachtung gab (siehe Kapitel 4.2.4 - 4.2.6). Die extreme Bevorzugung der Bannwälder geht mit einer sehr starken Präferenz abgestorbener und kranker Bäume zur Nahrungssuche einher (siehe Tab. 51). Als Borkenkäferspezialist bevorzugte der Dreizehenspecht abgestorbene Fichten zur Nahrungssuche, lebende und gesunde Bäume spielten bei der Nahrungssuche in den Untersuchungsgebieten praktisch keine Rolle. PECHACEK (1995) wies für die Dreizehenspechte des Nationalpark Berchtesgaden eine Spezialisierung auf Totholz zur Nahrungssuche nach. SCHERZINGER (1982) spricht für den Nationalpark Bayerischer Wald von einer Spezialisierung der Dreizehenspechte auf rindenbrütige Insekten an kranken und toten Fichten. Nach den Beobachtungen von ANDRIS & KAISER (1995) und DORKA (1996) zimmert der Dreizehenspecht im Schwarzwald seine Bruthöhlen überwiegend in abgestorbene Fichten. HÖLZINGER (1987) fordert die Schaffung neuer Bann- und Schonwälder im Schwarzwald als Maßnahme zum Erhalt des Dreizehenspechtes.

Die Mittelspechte kamen in zwei Untersuchungsgebieten vor, sie wurden während der Brutzeit in den Bannwäldern häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Außerhalb der Brutzeit konnten im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald keine Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit festgestellt werden (siehe Tab. 41). Eine Bevorzugung abgestorbener Bäume bei der Nahrungssuche war nicht klar erkennbar (siehe Abb. 12). LIESEN (1994) stellte ebenfalls fest, daß stehendes Totholz für die Nahrungssuche des Mittelspechtes eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Fixierung des Mittelspechtes auf Eichen als Nahrungsbäume ist bereits bekannt und gut untersucht (HOHLFELD 1996, BRULAND 1993, RUGE 1986). Während der Wintermonate verbringen die Mittelspechte den größten Teil ihrer Zeit auf den dicken Ästen lebender Eichen (siehe GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Interessanterweise werden die lebenden Äste der Eichen bei der Nahrungssuche gegenüber den abgestorbenen verstärkt genutzt und es gibt keine Unterschiede in der Nutzung zwischen Bann- und Wirtschaftswald.

Die Mittelspechte, die nach RUGE (1993) eher Sammel- als Hackspechte sind, nutzen die im Inneren abgestorbenen Holzes lebenden Insektenlarven offensichtlich in viel geringerem Umfang als die Buntspechte. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994) finden sich in der Nahrung des Mittelspechtes kaum holzbohrende Käfer- und Hymenopterenlarven, sondern praktisch ausschließlich andere Arthropoden, die sich durch Absammeln oder oberflächliches Stochern erbeuten lassen. Die Arthropodendichte ist auf lebenden Bäumen und Ästen mit entsprechender Rindenstruktur höher

als auf abgestorbenen Bäumen, deren Rinde bereits abgeplatzt ist und deren glatte Oberfläche relativ wenig Versteckmöglichkeiten bietet. Die erhöhte Siedlungsdichte der Mittelspechte in den Bannwäldern während der Brutzeit ist eher darauf zurückzuführen, daß es dort mehr kranke und verletzte Bäume gibt, die als potentielle Höhlenbäume besser geeignet sind als die gesunden Bäume des Wirtschaftswaldes.

Die Kleinspechte kamen in zwei Untersuchungsgebieten vor, sie wurden im Bannwald Sommerberg signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Sie erreichten mit zwei Brutpaaren auf 12 ha eine Siedlungsdichte von 1,6 Bp/10 ha, was im Verhältnis zur Gesamtsiedlungsdichte in Deutschland von 0,1-1,9 Bp/10 ha hoch liegt (siehe GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald war der Unterschied in der Registrierungshäufigkeit zur Brutzeit nicht signifikant, aber nur im Bannwald konnte ein Reviernachweis erbracht werden. Im Bechtaler Wald wurde auch außerhalb der Brutzeit die Häufigkeit registriert. Sie war im Bannwald signifikant höher als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 41).

Der Kleinspecht war die einzige Spechtart, die abgestorbene Bäume bei der Nahrungssuche mied (siehe Abb. 12). Die Kleinspechte hielten sich überwiegend im Kronenbereich der Bäume auf (siehe auch GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, SPITZNAGEL 1990) und bevorzugten dort dünne, abgestorbene Äste als Substrat (siehe Tab. 52). Sie hielten sich überwiegend an Hainbuchen und Buchen auf. Ihre erhöhte Dichte im Bannwald kann sowohl mit dem höheren Anteil an Totästen dort zusammenhängen als auch mit der Tatsache, daß es mehr potentielle Höhlenbäume gab als im Wirtschaftswald.

Der Grauspecht hat nur in einem Untersuchungsgebiet gebrütet. Im Bannwald Sommerberg konnte ein Brutnachweis der Art erbracht werden (siehe Tab. 16). Grundsätzlich gilt der Grauspecht als Bewohner der Randbereiche grenzlinienreicher Laubwälder (SCHERZINGER 1982, SÜDBECK 1993). Als typischer Erdspecht sucht er seine Nahrung vorwiegend auf dem Boden und verläßt dazu oft auch den Wald. Totholz und Totäste spielen im Verhältnis zu den anderen Spechtarten nur eine relativ geringe Rolle bei der Nahrungssuche. Der Grauspecht konnte nie bei der Nahrungssuche im Bannwald beobachtet werden. Das legt den Schluß nahe, daß der Grauspecht im Bannwald Sommerberg von den kranken und toten Bäumen nur in ihrer Funktion als Höhlenbäume profitiert hat. Seine Zwillingsart, der Grünspecht, erschien in zwei Untersuchungsgebieten als Nahrungsgast. Die Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit waren nicht signifikant.

### 5.3.2 Andere Höhlenbrüter

Das größere Höhlenangebot in den Bannwäldern war für die Stare, die ihre Nahrung außerhalb des Waldes suchen (siehe auch EIBERLE 1977, SCHNEIDER 1972), der Grund, dort dichter zu siedeln. Im Untersuchungsgebiet Bechtaler Wald waren die Stare die

häufigste höhlenbrütende Vogelart und die Registrierungshäufigkeit im Bannwald war signifikant größer als im Wirtschaftswald. Im Untersuchungsgebiet Sommerberg gehörten sie ebenfalls zu den dominierenden Vogelarten und wurden im Bannwald häufiger beobachtet, auch wenn die Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit nicht signifikant waren (siehe Tab. 40). Sofern der Weg zum Waldrand nicht zu weit ist, spielen Stare generell als Höhlenbrüter im Laubmischwald eine große Rolle (SPÄTH 1981, ELLENBERG 1985, SCHMID 1988, KILCHLING 1993). Sie beziehen oft ehemalige Spechthöhlen und profitierten so von der ganzjährig höheren Spechtdichte in den Bannwäldern.

Die Kleiber sind ebenfalls wichtige Folgenutzer der Buntspechthöhlen. Ihre Registrierungshäufigkeit innerhalb der Bannwälder war in 5 Untersuchungsgebieten signifikant größer als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Im Bannwald Wilder See gab es keine signifikanten Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit, aber nur im Bannwald konnte ein Brutnachweis der Kleiber erbracht werden. Insbesondere in den untersuchten Eichen-Hainbuchenwäldern erreichten die Kleiber hohe Siedlungsdichten. Nach LÖHRL (1967) spielt die Eiche als Brut- und Nahrungsbaum für die Kleiber eine wichtige Rolle, was bestätigt werden konnte (HOHLFELD 1996). In 3 Untersuchungsgebieten wurde ihre Häufigkeit auch außerhalb der Brutzeit registriert. Dabei traten keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen Bann- und Wirtschaftswald auf (siehe Kapitel 4.2.12).

Dieser Befund scheint auf einen systematischen Fehler bei der Aufnahme hinzudeuten, da die Kleiber ihre Reviere das ganze Jahr über besetzt halten und keine größeren Dichteschwankungen innerhalb eines Gebietes auftreten sollten (LÖHRL 1967). BAUER et al. (1995) und SCHUSTER et al. (1983) fanden allerdings bei den Wintererfassungen von Kleibern in Baden-Württemberg nur 65% des Sommerbestandes und erklären die Schwankungen mit der schlechteren Erfassbarkeit der Art während der Wintermonate.

In zwei Untersuchungsgebieten waren keine klaren Präferenzen bei der Nahrungssuche der Kleiber erkennbar. Im Nordschwarzwald wurden die abgestorbenen Nadelbäume gemieden (siehe Abb. 12). Dafür spielten abgestorbene Äste an lebenden Fichten und Weißtannen eine Rolle (siehe Tab. 53). Im Eichen-Hainbuchenwald des Untersuchungsgebietes Bechtaler Wald wurden dagegen die lebenden Äste der Eichen gegenüber den abgestorbenen bevorzugt (siehe auch EIBERLE 1977).

Die höhere Siedlungsdichte innerhalb der Bannwälder hängt bei den Kleibern, ähnlich wie bei den Staren, auf jeden Fall mit dem besseren Höhlenangebot als Brutraum zusammen.

In den Nadelwaldgebieten des Schwarzwaldes kommen Kleiber nur noch vereinzelt vor, trotzdem bleiben die Unterschiede in der Registrierungshäufigkeit zwischen Bann- und Wirtschaftswald auch dort in zwei von drei Gebieten signifikant (siehe Tab. 40). Ihre Siedlungsdichten im montanen und hochmontanen Bereich sind generell sehr gering (vgl. auch KOCH 1976), was vermutlich mit dem schlechteren Nahrungsan-

gebot zusammenhängt. Fichtensamen stellen zwar eine mögliche Nahrung dar, werden offensichtlich aber nicht gerne angenommen (siehe Tab. 45). Wahrscheinlich stehen Aufwand und Nutzen beim Ernten von Fichtensamen für die Kleiber in einem ungünstigeren Verhältnis als bei Buchen und Hainbuchensamen.

Kohl- und Blaumeisen brüten selten in ehemaligen Buntspechthöhlen (siehe auch GÜNTHER & HELLMANN 1995, FRANK 1994), die übrigen Meisenarten überhaupt nicht. Sie bevorzugen schmale Risse und Spalten mit schmaler Einflugöffnung, durch die größere Vogelarten nicht hindurchpassen. Von den 14 gefundenen Bruthöhlen der Tannenmeise befanden sich nur 2 in abgestorbenen Bäumen, aber 4 in Löchern im Boden. Bereits KRÄTZIG (1939) stellte fest, daß Tannenmeisen gerne in Löchern am Boden nisten, er wurde später von anderen Autoren wie LÖHRL (1974) bestätigt. Die größeren Siedlungsdichten der Tannenmeisen in den Untersuchungsgebieten Hoher Ochsenkopf und Wilder See (Tab.24,26 u. 28,30) können daher nicht unbedingt mit dem größeren Totholzangebot als Brutmöglichkeit in Verbindung gebracht werden. Nur die Hauben- und Weidenmeisen, die ihre Bruthöhlen selbst aushacken, sind auf Totholz als Brutraum angewiesen (LÖHRL 1991, HERR 1991).

Auch bei der Nahrungssuche spielt Totholz bei diesen Arten keine Rolle. Deshalb ist es nicht verwunderlich, daß eine signifikant größere Registrierungshäufigkeit innerhalb der Bannwälder nur manchmal erkennbar war (siehe Tab. 40). Die Haubenmeise kam in den Wirtschaftswäldern in gleicher Dichte vor, sofern genügend stehende tote Bäume vorhanden waren. Bei einer durchschnittlichen Reviergröße von zwischen 5 und 20 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1991) wirkt das Brutbaumangebot normalerweise nicht limitierend.

Der Waldkauz wurde insgesamt in den Bannwäldern signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Vermutlich hängt die Bevorzugung der Bannwälder mit dem besseren Höhlenangebot zusammen. Alte, tief ausgefaulte, große Asthöhlen werden von ihm bevorzugt.

Der Sperlingskauz kam in zwei Untersuchungsgebieten vor. In beiden Fällen konnte nur im Bannwald ein Brutnachweis erbracht werden. Beide Bruten wurden in abgestorbenen Fichten in ehemaligen Buntspechthöhlen durchgeführt. Nach KÖNIG et al. (1995) brütet der Sperlingskauz im Schwarzwald fast ausschließlich in ehemaligen Buntspechthöhlen. Das Höhlenangebot für den Sperlingskauz ist in den Bannwäldern infolge der höheren Dichte der Buntspechte größer. Die größere Siedlungsdichte der Singvögel, die nach KÖNIG 64% der Beutetiere des Sperlingskauzes ausmachen, verschafft ihm im Bannwald einen weiteren Vorteil.

Wald- und Gartenbaumläufer brüten unter abgeplatzter Rinde oder in Holzspalten. Sie sind deshalb auf einen gewissen Anteil stehenden Totholzes innerhalb des Waldes angewiesen (SCHNEBEL 1972). Die Baumläufer wurden insgesamt in den Bannwäldern signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). In 3 Untersuchungsgebieten wurde auch außerhalb der Brutzeit die Häufigkeit registriert. Sie war nur im Bannwald Wilder See signifikant höher als im Wirtschaftswald (siehe Kapitel 4.2.12).

Bei der Nahrungssuche sind die Baumläufer weitgehend auf den Stamm der Bäume fixiert (siehe Tab. 52). Sie profitieren weder von den Totästen der lebenden Bäume, noch vom stehenden Totholz. Bei der Suche nach Nahrung sind abgestorbene, ent-rindete Stämme für sie vermutlich unergiebigere als lebende Bäume mit intakter Rinde. Eine Meidung oder Bevorzugung des Totholzes war innerhalb der Untersuchungsgebiete nicht erkennbar (siehe Abb. 12). Ihre größere Häufigkeit innerhalb der Bannwälder ist vermutlich eine Folge der besseren Brutmöglichkeiten.

Im Bannwald Wilder See profitierten die Waldbaumläufer von der hohen Spechtdichte. Wiederholt wurden dort Waldbaumläufer beobachtet, die direkt unterhalb oder neben hackenden Schwarz- und Buntspechten nach Nahrung suchten. Dadurch konnten die Baumläufer holzbewohnende Insektenlarven erbeuten, an die sie ohne die unbeabsichtigte Hilfe der Spechte nicht herangekommen wären. SCHERZINGER (1993) konnte dieses Verhalten im bayrischen Wald nicht nur beim Waldbaumläufer, sondern auch bei Kleibern, Eichelhähern, Erlenzeisigen, Tannen- und Haubenmeisen, sowie bei Fichtenkreuzschnäbeln beobachten. Er bezeichnet diese Vögel daher als Kommensalen der Spechte.

Gartenrotschwänze kamen als Brutvögel nur in zwei Untersuchungsgebieten vor. Im Untersuchungsgebiet Wilder See wurden sie signifikant häufiger im Wirtschaftswald registriert, in dem es auch einen Reviernachweis gab (siehe Tab. 40). Diese Vogelart besitzt einen Verbreitungsschwerpunkt in den lichten Nadelwäldern Nordskandinaviens, wo sie zu den häufigsten höhlenbrütenden Vogelarten zählt (VIRKKALA et al. 1994). Obwohl Virkkala et al. eine positive Korrelation der Gartenrotschwänze zu den Naturwaldreservaten Finnlands feststellten, scheint die Art im Schwarzwald die parkartigen, offenen Nadelwaldbestände durchforsteter Fichtenaltbestände als Brutraum vorzuziehen, sofern Bruthöhlen vorhanden sind.

### 5.3.3 Freibrüter

Die Rotkehlchen waren in allen Untersuchungsgebieten vertreten. Sie wurden in den Bannwäldern signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Beim Rotkehlchen fällt die Beurteilung dieses Ergebnisses schwer. Diese Art brütet nicht in Höhlen, sondern baut gut versteckte Nester in Bodennähe (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Rotkehlchen suchen nicht an toten Bäumen nach Nahrung, sondern vorwiegend auf dem Waldboden (PÄTZOLD 1979). Dennoch kommen sie in den Bannwaldflächen in größerer Dichte vor als im Wirtschaftswald. Möglicherweise schaffen die aufgeklappten Wurzelteller und die liegenden Baumkronen des Totholzes Habitatelemente, die sich besonders als Nahrungs- und Bruträume eignen (siehe auch TOMIALOJC & WESELOWSKI 1994).

Auch der Zaunkönig profitiert von den Wurzeltellern liegender toter Bäume, die er gerne als Brutraum nutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Im Laufe der Untersuchung wurden über 10 Nester in solchen Wurzeltellern in verschiedenen Bann-

und Wirtschaftswäldern gefunden. In 4 von 6 Untersuchungsgebieten lag die Siedlungsdichte im Bannwald höher als im Wirtschaftswald. In den Untersuchungsgebieten Bechtaler Wald und Sommerberg wurde der Zaunkönig im Bannwald signifikant häufiger registriert als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). In den beiden verbleibenden Gebieten im Nordschwarzwald wiesen auch die Wirtschaftswälder relativ große Mengen an liegengebliebenen Baumkronen und Wurzeltellern auf. Im Untersuchungsgebiet Wilder See war sowohl die Siedlungsdichte als auch die Zahl der Registrierungen im Wirtschaftswald signifikant größer.

Bei den Drosselvögeln fällt die Misteldrossel auf, die in 5 Untersuchungsgebieten vorkam und in den Bannwäldern insgesamt signifikant häufiger registriert wurde als im Wirtschaftswald (siehe Tab. 40). Misteldrosseln sind weder Höhlenbrüter noch nutzen sie Totholz zur Nahrungssuche. Die gefundenen Nester befanden sich nicht in Wurzeltellern, sondern in Astgabeln lebender Bäume. Misteldrosseln suchen überwiegend am Boden von Freiflächen nach Nahrung, sie fressen aber auch reife Beeren von Strüchern und Bäumen. Obwohl die Waldstruktur für die Misteldrossel eine wichtige Rolle zu spielen scheint, verlassen die Vögel den Wald oft zur Nahrungssuche und nutzen angrenzende Wiesen und Weiden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Vielleicht hatte das liegende Totholz und die umgestürzten Wurzelteller einen positiven Effekt bei der Nahrungssuche am Waldboden. Bei der ähnlich lebenden Singdrossel gab es in 5 von 6 Untersuchungsgebieten höhere Registrierungshäufigkeiten im Bannwald (siehe Tab. 40). Allerdings war sie nur im Bannwald Hoher Ochsenkopf signifikant. Im Gegensatz zur Misteldrossel ist von der Singdrossel die Nutzung umgestürzter Wurzelteller als Brutplatz bekannt (TOMIALOJC & WESELOWSKI 1994).

Die Amsel kam in allen Untersuchungsgebieten vor. In den Eichen-Hainbuchenwäldern des Bechtaler Waldes und Sommerberg war die Registrierungshäufigkeit im Wirtschaftswald signifikant größer als im Bannwald (siehe Tab. 40). Auch in den Untersuchungsgebieten Conventwald und Hoher Ochsenkopf kam die Amsel häufiger im Wirtschaftswald vor, obwohl der Unterschied in der Registrierungshäufigkeit nicht signifikant war. In den Untersuchungsgebieten Wilder See-Hornisgrinde und Napf wurde sie im Bannwald häufiger registriert. Insgesamt schien die Amsel den Wirtschaftswald zu bevorzugen.

SCHUSTER & PEINTINGER (1994) stellten eine Zunahme von Amseln bei gleichzeitigem Rückgang zahlreicher anderer Vogelarten im Bannwaldgebiet am Hohentwiel fest. Sie führen den Rückgang der selteneren Vogelarten im wesentlichen auf intensive Störungen durch den Menschen zurück. Die Amsel ist gegenüber anthropogenen Störungen offensichtlich recht unempfindlich. Möglicherweise kann sie freiwerdende Kapazitäten des Lebensraumes Wald stärker nutzen, wenn andere Arten in ihrer Siedlungsdichte zurückgehen.

Der Zitronengirlitz kam in zwei Untersuchungsgebieten vor und wurde im Wirtschaftswald signifikant häufiger registriert als im Bannwald. Nach DORKA (1986) bevorzugen Zitronengirlitze im Nordschwarzwald stark anthropogen beeinflusste Lebensräu-

me wie Kahlschläge, Skihänge und Grinden. Die momentan noch geschlossene Bestandesstruktur innerhalb der Bannwälder ist für diese Vogelart daher ungünstig. Ähnliches gilt für den Baumpieper, der ebenfalls freie, offene Flächenanteile braucht. Er wurde im Untersuchungsgebiet Napf signifikant häufiger im Wirtschaftswald registriert und in den beiden Untersuchungsgebieten Ochsenkopf und Wilder See ebenfalls häufiger im Wirtschaftswald beobachtet als im Bannwald (siehe Tab. 40). In allen genannten Gebieten grenzten die untersuchten Flächen im Wirtschaftswald an großflächige Kahlhiebe, während die Bannwälder das nicht taten. Eine Ausnahme stellte das Untersuchungsgebiet Sommerberg dar, dort brütete der Baumpieper am Rande des Bannwaldes beim Übergang zu einer Wiese, während er in der Wirtschaftswaldfläche nicht beobachtet wurde.

### 5.3.4 Gesamtbetrachtung

Insgesamt hängen die Siedlungs- und Individuendichten der Vögel in Wäldern von ökologischen Faktoren wie Nahrung und Bruthöhlen bzw. Brutplatzangebot ab, die im Wirtschaftswald oft beschränkter als im Bannwald sind. Der höhere Anteil an Totholz innerhalb der Bannwälder (Kapitel 4.1) wirkt sich besonders auf die Siedlungsdichte von Höhlenbrütern und Spechten aus.

So bieten die Bannwälder für bestimmte Vogelarten bessere Ernährungsbedingungen. 4 Spechtarten, nämlich Bunt-, Schwarz-, Dreizehen-, und Kleinspecht profitieren von dem größeren Angebot an Totholz bei der Nahrungssuche (Kapitel 4.4). Zaunkönige und Rotkehlchen profitieren durch das Vorhandensein von Wurzeltellern und den damit verbundenen Bodenverwundungen. Misteldrossel und Singdrossel profitieren möglicherweise durch geringere Konkurrenz der Amseln innerhalb der Bannwaldgebiete. Sperlingskauz und Waldkauz profitieren durch die insgesamt höhere Dichte an Singvögeln als potentielle Beutetiere.

Außerdem bieten die Bannwälder für bestimmte Vogelarten bessere Brutmöglichkeiten. Zur Höhlenanlage werden abgestorbene Bäume gegenüber den lebenden Bäumen bevorzugt (siehe Abb. 11). Die größere Zahl abgestorbener Bäume bietet Spechten, Baumläufern, Waldkäuzen und verschiedene Meisenarten mehr potentiellen Brutraum. Die Spechte als Höhlenbauer erhöhen durch ihre Tätigkeit das Angebot an Bruthöhlen für andere höhlenbrütende Vogelarten. Folgebrüter wie Stare, Kleiber, Fliegenschnäpper, Hohltauben und Sperlingskäuze profitieren so von der höheren Spechtdichte innerhalb der Bannwälder. Die größere Zahl umgestürzter Wurzelsteller in den Bannwäldern erhöht das Brutplatzangebot für Zaunkönige, Rotkehlchen, Tannenmeisen und verschiedene Drosselarten (Kapitel 4.2).

Insgesamt wurden die Unterschiede in der Siedlungsdichte überwiegend durch höhlenbrütende Vogelarten verursacht, welche in den Bannwäldern signifikant häufiger waren als im Wirtschaftswald (siehe Abb. 10).

Mehr Totholz ist für die meisten Arten dabei die wichtigste Komponente. Mit fortschreitendem Alter der Bannwälder werden die Baumdimensionen und Totholzanteile der Bannwälder zunehmend Einfluß auf die Waldstruktur nehmen. Je dicker die abgestorbenen Bäume, desto mehr Bearbeitungsspuren von Spechten weisen sie auf (siehe Abb. 16). Je größer der Vorrat an Totholz, desto mehr Möglichkeiten bietet der Wald für die totholznutzenden Vogelarten. Die ökologischen Rahmenbedingungen werden sich im Laufe der Zeit und der Entwicklung der Bannwälder hin zu echtem Urwald weiter ändern. Sie werden die Siedlungsdichte der Brutvögel weiterhin stark beeinflussen (siehe auch SCHERZINGER 1994). Ob sie langfristig größer oder geringer als im Wirtschaftswald ist, bleibt abzuwarten.

#### 5.4 Folgerungen für die Praxis

Eine Erhöhung der Umtriebszeiten im Wirtschaftswald und das Belassen einzelner abgestorbener Bäume mit großen Durchmessern im Bestand würde das potentielle Nistplatzangebot für die Höhlenbrüter dort verbessern. In Altbeständen wäre eine solche Maßnahme aus Sicht des Vogelschutzes wesentlich umfassender und sinnvoller als die Ausbringung künstlicher Nisthöhlen. Diese werden überwiegend von den häufigen Meisenarten bewohnt (SCHRÖTER et al. 1993) und bieten selteneren Vogelarten kaum Möglichkeiten. Die mit der Belassung einiger abgestorbener Bäume im Bestand verbundenen wirtschaftlichen Einbußen sind vergleichsweise gering und der Pflege- und Wartungsaufwand der Nistkästen entfällt.

Die Nutzung der stehenden toten Bäume als Substrat bei der Nahrungssuche der Spechte war in den besonders totholzreichen Nadelwaldbeständen des Nord-schwarzwaldes größer als in den Bergmischwäldern und Laubwäldern der tieferen Lagen (siehe Tab. 39 und Tab. 48). Daraus ergeben sich wichtige Konsequenzen für den Naturschutz. Gerade in den nadelwaldreichen Teilen des Schwarzwaldes ist die Borkenkäferbekämpfung ein heiß diskutiertes Thema. Unter derartigen Vorzeichen erscheint das Belassen eines gewissen Totholzanteiles innerhalb der Altbestände besonders schwierig. Eine pauschale Lösung der in diesem Fall gegenläufigen Interessen des Waldschutzes einerseits und des Naturschutzes andererseits dürfte es nicht geben. Im Prinzip obliegt die Umsetzung derartiger Maßnahmen den Revier- bzw. Forstamtsleitern, die ihre Entscheidung von Fall zu Fall treffen müssen. Eine denkbare Alternative wäre die Ausweisung einiger großflächiger Bannwaldgebiete, die mehrere 100 ha Flächengröße besitzen sollten. Dadurch würde ein besonders ergiebiger Nahrungsraum für die verschiedenen Spechtarten geschaffen, der als Teilhabitat von einer ganzen Spechtpopulation genutzt werden könnte. In diesen Regionen treten wirtschaftliche und waldschützerische Überlegungen in den Hintergrund, solange die angrenzenden Waldgebiete einigermaßen ungefährdet bleiben. Diese Gebiete sind, solange die dortigen Waldbestände nicht zerfallen, ein besonders geeigneter Lebensraum für

Spechte und höhlenbrütende Vogelarten. Eine Ausweitung und Neuschaffung von Bannwaldgebieten wäre aus ornithologischer Sicht gerade in den nadelholzreichen Bereichen des Schwarzwaldes sehr wünschenswert und wird auch von anderen Autoren gefordert (HÖLZINGER 1987, SPÄTH 1992, DORKA 1996).

Je größer die Bannwaldflächen gewählt werden, desto mehr Vogelarten werden darin zu finden sein (REICHHOLF 1980, FLADE 1994). Abgesehen von der Artenzunahme mit der räumlichen Ausdehnung, bietet ein Bannwald ab einer gewissen Mindestgröße verschiedene Waldsukzessionsstadien mosaikartig nebeneinander, wodurch sich die ökologische Vielfalt des Lebensraumes vergrößert (REMMERT 1989). JEDICKE (1995) fordert einen besonderen Schutz für 5% der Waldfläche Hessens als Grundlage für Totholzbewohner und Großhöhlenbrüter und unterstreicht die Notwendigkeit einer Sicherung großflächiger Totalreservate. HEINRICH (1993) fordert für Naturwaldreservate eine Schutzgebietsgröße von 200 - 2000 ha.

## 6. Zusammenfassung

Im Rahmen einer Dissertation im Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft des Forstzoologischen Instituts der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg wurden 6 Bannwälder und 6 bewirtschaftete Waldflächen im Hinblick auf ihre ornithologische Verschiedenheit untersucht. Der Einfluß des Vorrates an Totholz auf die Zusammensetzung der jeweiligen Avicoenosen sollte gebietspezifisch ermittelt und bewertet werden. Die Nutzung des Totholzes als Brutraum für Höhlenbrüter und als Nahrungshabitat für stammkletternde Vogelarten sollte quantitativ festgestellt werden. Dabei wurde folgendermaßen vorgegangen:

In den 6 ausgewählten Gebieten wurden Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel nach OELKE (1980) jeweils im Bann- und Wirtschaftswald durchgeführt. Dabei wurden die miteinander verglichenen Flächen im gleichen Jahr erfaßt. Alle Aufnahmen zur Siedlungsdichte wurden vom gleichen Kartierer durchgeführt. Die Registrierungshäufigkeiten der einzelnen Vogelarten innerhalb der verglichenen Flächen wurden auf Unterschiede geprüft.

In vier Untersuchungsgebieten wurde für stammkletternde Vogelarten die Beobachtungshäufigkeit stundenweise außerhalb der Brutzeit registriert. Dadurch wurde geprüft, ob diese Vogelarten die totholzreichen Bannwälder als Aufenthaltsort außerhalb der Brutzeit bevorzugten.

Die von Vögeln besetzten Bruthöhlen wurden in allen Gebieten soweit möglich erfaßt. Es wurde festgestellt, ob die Höhlenbrüter abgestorbene oder lebende Bäume als Höhlenbäume vorzogen.

In 4 Untersuchungsgebieten wurden die stammkletternden Vogelarten bei der Nahrungssuche außerhalb der Brutzeit beobachtet. Die Zusammensetzung der

jeweiligen Waldbestände wurde von Mitarbeitern der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt erfaßt und floß in die Auswertung ein. So wurde ermittelt, ob Totholz als Substrat zur Nahrungssuche präferiert oder gemieden wurde.

In 5 Untersuchungsgebieten wurde die Zahl der Bearbeitungsspuren der Spechte an abgestorbenen stehenden Bäumen aufgenommen. Dazu fand in 3 Gebieten eine Vollaufnahme des Vorrates an stehendem Totholz statt, in 2 sehr totholzreichen Untersuchungsgebieten im Nordschwarzwald wurde der Totholzanteil auf der Basis von Stichprobekreisen erfaßt.

### Die Ergebnisse der Studie lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die miteinander verglichenen Flächen ähnelten sich bezüglich des Artspektrums und der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten stark. Dennoch war in 5 von 6 Untersuchungsgebieten die Siedlungsdichte der Vögel in den Bannwäldern größer als im Wirtschaftswald. Auch die Registrierungshäufigkeit der Vögel war in 4 von 6 Untersuchungsgebieten im Bannwald höher als im Wirtschaftswald. Die Zahl der beobachteten Vogelarten war in den Bannwäldern in 5 von 6 Fällen größer als im Wirtschaftswald. Insbesondere höhlenbrütende Vogelarten waren in den Bannwäldern häufiger als im bewirtschafteten Wald. Die Unterschiede wurden durch das bessere Nahrungsangebot für die Spechte und das größere Höhlenangebot in den Bannwäldern verursacht.

Nadel- und Laubbäume wurden in abgestorbenem Zustand als Bruthöhlenbäume vorgezogen.

Buntspecht, Schwarzspecht und Dreizehenspecht präferierten bei der Nahrungssuche stehende abgestorbene Bäume. Bei Mittelspecht, Kleiber und Baumläufer konnte keine Präferenz stehender toter Bäume nachgewiesen werden. Der Kleinspecht mied abgestorbene Bäume zur Nahrungssuche.

Bei der Nahrungssuche an lebenden Bäumen zogen Buntspechte, Kleinspechte und Schwarzspechte abgestorbene Äste vor. Besonders bei Buchen, Hainbuchen und Weißtannen wurden Totäste bei der Nahrungssuche stark genutzt. Im Winter wanden sich Buntspechte und Kleiber im totholz- und totastarmen Wirtschaftswald des Bechtaler Waldes verstärkt pflanzlicher Nahrung zu.

Die Beobachtungshäufigkeiten von Buntspecht, Schwarzspecht, Kleinspecht und Dreizehenspecht waren auch außerhalb der Brutzeit innerhalb der Bannwälder größer als im Wirtschaftswald.

An den stehenden toten Bäumen hatte die Baumart einen großen Einfluß auf die Intensität der Bearbeitung. Abgestorbene Eichen wiesen die meisten Spuren auf. Im Nordschwarzwald wurden die abgestorbenen Kiefern häufiger und intensiver bearbeitet als die abgestorbenen Fichten. Buchen und Tannen hatten die geringsten Nutzungsraten. Die Intensität der Nutzung nahm mit dem Brust-

höhendurchmesser der abgestorbenen Bäume signifikant zu. Je größer der Vorrat an Totholz in den bearbeiteten Gebieten, desto mehr Bearbeitungsspuren wurden insgesamt gefunden.

Die größere Häufigkeit der meisten Spechtarten innerhalb der Bannwälder lässt sich durch das größere Nahrungsangebot in Form von Totholz erklären. Durch ihre Tätigkeit als Höhlenbauer schaffen die Spechte innerhalb der Bannwälder ein größeres Höhlenangebot für andere höhlenbrütende Vogelarten. Es wird durch Faul- und Aufbruchhöhlen an toten und kranken Bäumen gegenüber den Wirtschaftswäldern weiter vergrößert und führt zu einer höheren Siedlungsdichte der Höhlenbrüter in den Bannwaldgebieten.

Abgestorbene Bäume spielten eine wichtige Rolle als Bruthöhlenbäume für Buntspechte und Folgebrüter. Eine Erhöhung der Umtriebszeiten und das Belassen einzelner abgestorbener Starkbäume würde sich auch in den Altbeständen der Wirtschaftswälder für Spechte und Höhlenbrüter sehr positiv auswirken. In Nadelwaldgebieten, wo sich das Belassen absterbender und toter Bäume im bewirtschafteten Wald aus Forstschutzgründen nicht realisieren lässt, wäre die Vergrößerung und Neuausweisung großflächiger Bannwaldgebiete aus ornithologischer Sicht wünschenswert.

## 7. Literatur

- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Dissertation der LM-Univers. München. – ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwiss. Centralbl. 110: 106-113. – AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. Forstwiss. Centralbl. 110: 149-157. – ANDRIS, K. & H. KAISER (1995): Wiederansiedlung des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im Südschwarzwald. Naturschutz südl. Oberrhein. 1: 3-10. – ANGELSTAM, P. & G. MIKUSINSKI (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. Ann. Zool. Fennici 31: 157-172.
- BAUER, H.G., M. BOSCHERT, J. HÖLZINGER (1995): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd.5: Atlas der Winterverbreitung. 557 S. Ulmer, Stuttgart. – BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1-69. – BERTHOLD, P., BEZZEL E. & THIELKE G. (1980): Praktische Vogelkunde. 2. Aufl., 158 S. Kilda, Greven. – BERTHOLD, P., QUERNER, U. & SCHLENKER, R. (1990): Die Mönchsgrasmücke. Neue Brehm Bücherei 180 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. 350 S. Ulmer, Stuttgart. – BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd.1 Nichtsingvögel. 729 S. Aula, Wiesbaden. – BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd.2, Singvögel. 766 S. Aula, Wiesbaden. – BEZZEL, E. & J. REICHHOLF (1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung von Wasservogel - Lebensräumen. J. Orn. 17: 50-61. – BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & D.A. HILL (1992): Bird Census Techniques. Academic Press, London. – BITTERLICH, W., J. MARSCHALL & H. STREBA (1974): Holzmeßlehre, Lehrbehelf für die

Studienrichtung Forst- und Holzwirtschaft. Verlag der österreichischen Hochschülerschaft der Hochschule für Bodenkultur, Wien. – BLAB, J. (1985): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 257 S. Kilda, Greven. – BLAB, J., E.NOWAK & W.TRAUTMANN (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 270 S. Kilda, Greven. – BLUME, D. (1981): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. Neue Brehm Bücherei, 115S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – BLUME, D. (1993): Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 157-162. – BORRMANN, K. (1996): Vierzig Jahre Naturwaldforschung im Heilige Hallen-Bestand. AFZ 23: 1292-1296. – BRÜCKNER, H. (1980): Die Entwicklung der Wälder des Schwarzwaldes durch die Nutzung vergangener Jahrhunderte und ihre heutige Bedeutung. Veröffentl. des alemanischen Institutes Freiburg i.Br. "Der Schwarzwald" 47: 155-180. – BRULAND, W. (1993): Über Lebensräume und Verbreitung des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 39-49. – BÜCKING, W. (1985): Studien zur Vegetation und Ökologie des Bannwaldes „Conventwald“ im mittleren Schwarzwald. Tuexenia 5: 461-471. – BÜCKING, W. (1989): Bannwald Bechtaler Wald. Natur Landschaft 12: 574-577. – BÜCKING, W. (1994): Ziele und Auswahl von Naturwaldreservaten in Deutschland. Allgemeine Forstzeitschrift 11: 561-562. – BÜCKING, W., W. OTT & W. PÜTTMANN (1994): Geheimnis Wald. Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg. 1Aufl., 192 S. DRW, Leinfelden Echterdingen. – BÜHLMANN, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern- Grundlage für den Schutz des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 163-169. – BURSCHEL, P. & J. HUSS (1987): Grundriß des Waldbaues. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Parey's Studentexte 49 352 S. Parey, Hamburg; Berlin.

CONRADS, K. (1968): Siedlungsdichte-Untersuchungen an Baumläufern und Spechten. Orn.Mitt. 20: 153-158. – CYR, A. & OELKE, H. (1976): Vorschläge zur Standardisierung von Biotopbeschreibungen bei Vogelbestandsaufnahmen im Waldland. Die Vogelwelt 11: 161-175. – DIETRICH, H., S. MÜLLER & G. SCHLENKER (1970): Urwald von morgen, 174 S. Ulmer, Stuttgart.

DORKA, U. (1986): Der Zitronengirlitz (*Serinus c. citrinella*) im Nordschwarzwald - zur Verbreitung und Habitatwahl. Orn.Jh.Bad.-Württ. 2: 57-71. – DORKA, U. (1996): Erster Brutnachweis des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) für den Nordschwarzwald im Bannwaldgebiet Hoher Ochsenkopf nach der Wiederansiedlung der Art. Naturschutz südl.Oberrhein 1: 169-175. – DORKA, U. (1996): Aktionsraumgröße, Habitatnutzung sowie Gefährdung und Schutz des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im Bannwaldgebiet Hoher Ochsenkopf (Nordschwarzwald) nach der Wiederansiedlung der Art. Naturschutz südl.Oberrhein 1: 159-168. – EIBERLE, K. (1977): Beobachtungen an höhlenbrütenden Vogelarten. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen. 128: 750-761. – EIBERLE, K. (1982): Kriterien zur Kennzeichnung forstlicher Lebensstätten. Z. Waldhygiene 14: 193-208. – EIBERLE, K. & J. HIRSCHHEYDT (1985): Zur Bedeutung der Baumartenmischung für den Brutvogelbestand. Schw.Zeitsch.Forstw. 136 (7): 581-590. – ELLENBERG, H. (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Z. Waldhygiene. 16: 23-52. – ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4 Aufl., 989 S. Ulmer, Stuttgart. – ERDELEN, M. (1978): Quantitative Beziehungen zwischen Avifauna und Vegetationsstruktur. Dissertation 130S., Universität Köln.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. 879S. IHW-Verlag, Eching. – FRANK, R. (1994): Baumhöhlenuntersuchung im Philosophenwald in Gießen. 132 S. Staatsex. im Arbeitskreis Wildbiologie der J-L-Univers. Gießen. – FRESE, W. über BERTHOLD P. (1994): Grasmücken eröffnen britische Fluglinie. Max-Planck-Ges. Spiegel 3: 13-17. – FRÜND, H.C. et

- al. (1994): Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. NNA-Berichte 1: 11-17
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.BAUER & E. BEZZEL (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.4: Falconiformes. Akadem. Verlagsgesell., Frankfurt/M. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.5: Galliformes und Gruiformes. Akadem. Verlagsgesell., Frankfurt/M. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.BAUER & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.6: Charadriiformes (1Teil). Akadem. Verlagsgesell., Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.BAUER & E. BEZZEL (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.7: Charadriiformes (2Teil). Akadem. Verlagsgesell., Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.8: Charadriiformes (3Teil). Akadem. Verlagsgesell., Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.10: Passeriformes (1Teil): Alaudidae - Prunellidae. AULA, Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.11: Passeriformes (2Teil): Turdidae. AULA, Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.12: Passeriformes (3Teil): Sylviidae. AULA, Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.13: Passeriformes (4Teil): Muscicapoidae - Sturnidae. AULA, Wiesbaden. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.9: Columbiformes - Piciformes. 2 Aufl., Akadem. Verlagsgesell., Wiesbaden. – GNIELKA, R. (1990): Anleitung zur Brutvogelkartierung. Apus 7(4/5): 145-239. – GNIELKA, R. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierungsmethode. Vogelwelt 113: 231-240. – GÜNTHER, E.& M.HELLMANN (1995): Die Entwicklung von Höhlen der Buntspechte (*Picoides*) in naturnahen Laubwäldern des nordöstlichen Harzes (Sachsen-Anhalt). Orn.Jber.Mus. Heineanum 13: 27-52.
- HARRIS, A., L.TUCKER & K.VINICOMBE (1991): Vogelbestimmung für Fortgeschrittene. 224 S. Kosmos, Stuttgart. – HEINRICH, C. (1993): Naturschutz im Wald. 166 S., Naturschutzband Deutschland (NABU) Landesverband Hessen e.V., Wetzlar. – HEINZEL, H., FITTER, R. & J.PARSLow (1980): Pareys Vogelbuch. 3.Aufl., 334 S. Parey, Hamburg und Berlin. – HERDICK, K. (1993): Zur Brutbiologie und Nahrungsökologie des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*) im Mittleren und Südöstlichen Schwarzwald. 53 S., Dipl.arb. Forstwiss. Fakultät der A-L-Univers. Freiburg i.Br. – HERR, A. (1991): Zur Habitatwahl der Weidenmeise in der südlichen Oberrheinebene. Dipl.arb. zoolog. Inst. A-L-Univers. Freiburg i.Br. – HOGSTAD, O. (1993): Why is the three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) more sexually dimorphic than other European woodpeckers? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 109-118. – HOHLFELD, F. (1995): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel eines Bannwaldgebietes unter besonderer Berücksichtigung des Höhlenangebotes für Höhlenbrüter. Orn. Jh. Bad.-Württ. 11: 1-62. – HOHLFELD, F. (1996): Bedeutung der Eichen für höhlenbrütende Vogelarten. AFZ 2: 92-93. – HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd.1: Gefährdung und Schutz. 1800 S. Ulmer, Stuttgart.
- JEDICKE, E. (1994): Ornithologische Punktaufnahmen und Erfassung der Habitatstruktur im Wald. Naturschutz Landschaftsplanung 26(2): 53-59. – JEDICKE, E. (1995): Anregungen zu einer Neuauflage des Altholzinsel-Programms in Hessen. AFZ 10: 522-524. – JEDICKE, E. (1996): Vogelmenschen und Waldstruktur. AFZ 7: 395-397. – JENNI, L. (1983): Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht, sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechtes. Orn. Beob. 80, 29-57. – JOHNSON, K. (1993): Breeding success for large hole-nesting species using nest holes made by the Black Woodpecker (*Dryocopus martius*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 139-142.

- KASTL, S.(1982): Baumhöhlen und Faulholz. Forst- u. Holzwirt 6:169-171. – KILCHLING, K. (1993): Die Tierökologische Bedeutung der Stammregion der fremdländischen Baumarten Roteiche und Douglasie im Vergleich zu Stieleiche und Fichte/Tanne. 140 S., Dipl.arb. zoolog. Inst. A-L-Univers. Freiburg i.Br. – KNEITZ, G. (1961): Zur Frage der Verteilung von Spechthöhlen und der Ausrichtung des Flugloches. Z. Waldhygiene. 4: 80-120. – KOCH, N. (1976): Die Vogelwelt eines montanen Tannen-Buchen-Fichtenwaldes, dargestellt am Beispiel der Hohen Rone. Schw. Z. Forst. 12(7): 558-577 – KÖNIG, K.& H.KAISER & D.MÖRIKE (1995): Zur Ökologie und Bestandesentwicklung des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) im Schwarzwald. Jh. Ges. Naturkde. Württ. 151: 457-500. – KRÄGENOW, P. (1981): Der Buchfink. Neue Brehm Bücherei, 104 S., Ziemsen, Stuttgart. – KRÄTZIG, H. (1939): Untersuchungen zur Siedlungsbiologie waldbewohnender Höhlenbrüter. Beih. Zeits. Vogelwelt 1: 1-96. – KRÜGER, S. (1979): Der Kernbeißer. Neue Brehm Bücherei. 525 S. Ziemsen, Wittenberg.
- LEHNEMANN, R. (1993): Die Bewirtschaftung von Eichenwäldern unter Berücksichtigung des Artenschutzes. Beih. Veröff. Nat.Landschaftl. Bad.-Württ. 67: 171-176. – LEIBUNDGUT, H. (1981): Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. 308 S. Haupt Verlag, Bern-Stuttgart. – LEIBUNDGUT, H. (1983): Der Wald. 214 S. Huber & Co. AG, Frauenfeld. – LEICHNITZ, N. (1988): Die Vogelwelt der heiligen Hallen. Vortr. z. Symposium 50 Jahre NSG Heilige Hallen. Feldberg. – LIESEN, J. (1994): Aspekte der Verwendung des Mittelspechtes als Leitart für die Bewertung ehemaliger Mittelwälder. 140 S., Dipl.arb. forstw. Fakultät A-L-Univers. Freiburg i.Br. – LINDER, A.& BERCHTOLD (1979): Elementare statistische Methoden. 248 S. UTB, Birkhäuser. – LÖHRL, H. (1967): Die Kleiber Europas. Neue Brehm Bücherei 120 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – Löhrl, H. (1972): Zum Nahrungserwerb beim Buntspecht (*Dendrocopos major*). Anz.orn.Ges. Bayern 11, 248-253. – LÖHRL, H. (1974): Die Tannenmeise. Die neue Brehm Bücherei . 110 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – LÖHRL, H. (1991): Die Haubenmeise. Neue Brehm Bücherei . 120 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – LOPEZ, J. & W.BÜCKING (1994): Textur, Waldstruktur und Naturverjüngung im Bannwald „Napf“. Mitt. Ver. Forst. Standortsk. 37: 49-59. – LUDER R., G.SCHWAGER & P. PFISTER (1983): Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Waldtestflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürrholzvorkommen. Orn.Beob. 80: 273-280.
- MATTES, H. (1988): Zur Beziehung zwischen Vegetation und Avizönosen - Übereinstimmung und Möglichkeiten der Klassifikation. Beih.Ver.Ges. Ökol.1: 581-587 – MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch ökologischer Grundlage. 514 S. Gustav Fischer, Stuttgart. – MAYER, H. (1984): Wälder Europas. 691 S. Gustav Fischer, Stuttgart. – MCCLELLAND, R. & S.FRISSELL (1975): Identifying Forest Snags useful for Hole Nesting Birds. Journal of Forestry 73: 414-417. – Mebs, T. (1980): Tag- und Nachtgreife im Wald. AFZ 8: 186-190. – MELDE, F. & M.MELDE (1991): Die Singdrossel. Neue Brehm Bücherei. 120 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – MILNE, K.A. & S.J.HEJL (1989): Nest-Site characteristics of white headed woodpeckers. Journal of Wildlife Management 1: 50-55. – MÖLLER, G. (1993): Alt- und Totholz in Land- und Forstwirtschaft, -Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. Mitt.NNA 5: 30-47 – MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3.Aufl., 512 S. UTB, Heidelberg. – MÜLLER, J., H.STOLLENMAIER & S.STOLLENMAIER (1994): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vogelwelt. AFZ 5: 237-239.
- NIPKOW, M. & K.C.EWALD (1993): Die trockengefallene Aue am südlichen Oberrhein: Beiträge zu ihrer gesamtökologischen Bewertung und Erhaltung. Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“: 295-308. – NOEKE, G. (1989): Baumhöhlen in Buchenbeständen - Welche Rolle spielt das Bestandesalter? LÖLF-Mitteilungen 3: 20-22. – NOEKE, G. (1990): Dichte und Eigenschaften natürlicher Baumhöhlen in älteren Buchenbeständen.. Forst und Holz 45: 467-470.

OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche. 282 S. Gustav Fischer, Stuttgart. – OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl., 1051 S. Ulmer, Stuttgart. – OELKE, H. (1975): Empfehlungen für Siedlungsdichte-Untersuchungen sog. schwieriger Arten. Vogelwelt 96, 148-158. – OELKE, H. (1980): Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P., BEZZEL E. & THIELKE G. (1980): Praktische Vogelkunde. 2. Aufl., 158 S. Kilda, Greven.

PÄTZOLD, R. (1979): Das Rotkehlchen. Neue Brehm Bücherei. 96 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – PECHAZECK, P. (1994): Reaktion des Dreizehenspechtes auf eine Borkenkäfergradation. AFZ 12: 661. – PECHACEK, P. (1995): Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. 182 S. For.ber. 31 der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. – Pechazek, P. (1996): Spechte und Ameisen. AFZ 15: 852-854. – PETERSON, R., G. MOUNTFORT & P.A.D. HOLLIM (1984): Die Vögel Europas. 13. Aufl., 535 S. Parey, Hamburg. – PFARR, U. & J. SCHRAMMEL (1991): Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. Forstwiss. Centralbl. Nr. 110: 128-134. – PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. 463 S. UTB, Stuttgart. – PRECHT, M. (1987): Bio-Statistik. 4. Aufl., 359 S. Oldenbourg, München. – PRIETZEL, U. (1994): Praxisorientiertes Verfahren zur Totholzaufnahme in Wirtschaftswäldern. AFZ 2: 96-98.

RADEMACHER, W. (1970): Beobachtungen an Spechten. - Orn. Mitt. 22, 179-183. – RAPHAEL, M. & M. White (1984): Use of Snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. Wildlife Monogr. 86, 1-66. – RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Schrifter. des Bayr. Staatsmin. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2: 123-162. – RAUH, J. & M. SCHMITT (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. Forstwiss. Centralbl. 110: 114-127. – RAUH, J., R. DETSCH & U. SCHULZ (1994): Die Bedeutung von Naturwaldreservaten für den faunistischen Artenschutz. AFZ 4: 166-168. – REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19(1): 13-26. – REICHHOLF, J. (1988): Quantitative Faunistik und Biozönologie: Methoden, Ergebnisse und Probleme (Schmetterlinge und Singvögel). Beih. Ver. Ges. Ökol. 1: 557-567. – REMMERT, H. (1989): Ökologie. 361 S. Springer, Berlin-Heidelberg. – REMMERT, H. (1991): The Mosaic Cycle Concept of Ecosystems. 168 S. Springer, Berlin-Heidelberg-New York. – RICHTER, J. (1980): Der Wirtschaftswald als Brutbiotop. AFZ 8: 191-195. – ROST, F. (1980): Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. AFZ 8: 198-202. – RUGE, K. (1986): Untersuchungen zur Nahrungswahl und Nahrungssuche beim Mittelspecht (*Dendrocopus medius*). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 39: 197-203. – RUGE, K. (1993): Europäische Spechte. Ökologie, Verhalten, Bedrohung, Hilfen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Ba.-Wü. 67: 13-25. – RUGE, K. (1993): Schutz für einheimische Spechtarten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Ba.-Wü. 67: 199-202. – RUGE, K. & P. HAVELKA (1993): Vergleichende Untersuchungen an Buntspecht (*Dendrocopus major*) und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) im Engadin/Neckarland. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 67: 101-107.

SCHAUER, W. (1979): Untersuchung zur Vogelbesiedelung waldbestockter Naturschutzgebiete: eine clusteranalytische Auswertung. Arch. Naturschutz u. Landschaftsfor. 19: 117-135. – SCHERZINGER, W. (1980): Wald und Waldhühner. AFZ 8: 183-186. – SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenr. des bayrischen Staatsmin. f. Ernähr. Landw. u. Forsten 9: 1-119. – SCHERZINGER, W. (1993): Reaktion der Spechte (*Picidae*) auf eine Borkenkäfer-Kalamität im Nationalpark Bayerischer Wald (BR Deutschland). Vortrag beim Symposium über Urwälder Zvolen 13, 17.09.93. – SCHERZINGER, W. (1994): Walddynamik und Tier-Artenschutz- lenkende Eingriffe oder ungestörte Entwicklung. Naturschutzreport F1:

- 24-44. – SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. 444 S. Ulmer, Stuttgart. – SCHLENKER, G. & S. MÜLLER (1978): Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg III. Teil. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzzü. 26: 3-53. – SCHMID, L. (1988): Der Einfluss charakteristischer Eigenschaften von Naturwaldreservaten auf die Vogelwelt, unter besonderer Berücksichtigung der höhlenbrütenden Vogelarten. 82 S., Dipl. arb. forstw. Fakultät Univers. München. – SCHMIDT, O. (1992): Ornithologischer Artenschutz im Forst. Forst und Holz 47: 144-149. – SCHNEBEL, G. (1972): Die Ökologie der Baumläufer *Certhia brachydactyla* und *Certhia familiaris* in Ost-Niedersachsen. Vogelwelt 93: 201-215. – SCHNEIDER, W. (1972): Der Star. Neue Brehm Bücherei. 127 S. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt. – SCHREIBER, B. & D.S. CALESTA (1992): The relationship between cavity-nesting birds and snags on clearcuts in western Oregon. Forest Ecology and management 50: 299-316. – SCHRÖTER, H. & H. SCHELSHORN (1993): Nistkastenkontrollen in Baden-Württemberg. -AFZ 11, 540-542. – SCHUSTER, A. (1985): Die Nutzung von Bäumen durch Vögel in den Altholzbeständen des bayrischen Waldes unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes. Jahresber. Orn. Arbeitsgem. Ostbayern 1: 1-131. – SCHUSTER, S. et al. (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. 379 S. Deutscher Bund für Vogelschutz, Stuttgart. – SCHUSTER, S. & M. PEINTINGER (1994): Sind Naturschutzgebiete ein wirksames Instrument im Artenschutz? Bilanz nach 26 Jahren in zwei südwestdeutschen Naturschutzgebieten. J. Orn. 135: 587-597. – SCOTT, V.E. (1979): Bird Response to Snag Removal in Ponderosa Pine. Journal of Forestry 1: 26-28. – SPÄTH, V. (1992): Naturschutz im Wald. Leitfaden für Naturschützer, Waldbesitzer und Förster. 52 S. NABU-Landesverband Baden-Württemberg, Kornwestheim. – SPÄTH, V. (1981): Die Beziehungen zwischen Waldstruktur und Vogelwelt am Beispiel badischer Rheinauenwälder. Dipl. arb. forstw. Fakultät der A-L-Univers. Freiburg i.Br.. – SPERBER, G. (1980): Einbürgerung, ein geeignetes Mittel für den Vogelschutz? AFZ 8: 196-198. – SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the Upper Rhine Valley. In CARLSON, A. & G. AULEN (eds.): Conservation and management of woodpecker populations. - Proc. I. internat. Woodpecker Sympos., Rep. Swed. Univ. Agric. Sci. Dept. Wildlife Ecology. (Uppsala) 17: 117-145. – SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 59-70. – SSMYANK, A. (1994): Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder. NNA-Berichte 3: 134-141. – STEINBORN, W. (1989): Vögel in Baumhöhlen. Forst- und Holzwirt 6: 172-175. – STEIÖF, K. (1991): Hohe Siedlungsdichte des Zaunkönigs in ungestörtem „Naßwald“ Vogelwelt 112: 242-246. – SÜDBECK, P. (1993): Zur Territorialität beim Grauspecht (*Picus canus*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 143-156. – SWALLOW, S.K., HOWARD R.A. & R.J. GUTIERREZ (1988): Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forest. Wilson Bulletin. 2: 236-246.
- THALER, E. (1990): Die Goldhähnchen. Neue Brehm Bücherei. 166 S. Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt. – TIEDEMANN, G. (1971): Zur Ökologie und Siedlungsdichte des Waldlaubsängers. Vogelwelt 92: 8-17. – TILGNER, W. & M. GRANITZA (1993): Höhlennutzung beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) am Bodanrück. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 133-138. – TOMIALOJC, L. (1980): The combined version of the mapping method. Bird Census Work and Nature Conservation, Göttingen: 92-106. – TOMIALOJC, L. & T. WESELOWSKI (1994): Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15-jährigen Studie aus dem Nationalpark von Bialowieza (Polen). Orn. Beob. 91: 73-110.
- UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Centralbl. 110: 135-148.

VERNER, J.(1985): Assessment of counting techniques. *Current Ornithology* 2: 247-302. – VIRKKALA, R., A.RAJASÄRKKÄ, R.A.VÄISÄNEN, M.VICKHOLM & E.VIROLAINEN (1994): Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland?“ *Ann. Zool. Fennici* 31: 173-186.

WACHTER, H. (1982): Hilfe für den Schwarzspecht in Nordrhein-Westfalens Wäldern? *Forst- und Holzwirt* 17: 437-440. – WELSH, C.J.E. & D.E.CAPEN (1992): Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations. *Forest Ecology and Management* 48: 31-41. – WENDLAND, V. (1963): Fünfjährige Beobachtungen an einer Population des Waldkauzes (*Strix aluco*) im Berliner Grunewald. *J. Orn.* 1: 23-57 – WINTER, K. (1988): Altholz und Totholz. *AFZ* 24: 686-688. – WINTER, K., D.DORDA & W.DOROW & G.FLECHTNER & F.KÖHLER & U.SCHULZ (1994): Zoologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten. *AFZ* 11: 592-593.

ZAHNER, V. (1993): Höhlenbäume und Forstwirtschaft. *AFZ* 11: 538-540.

## 8. Anhang

### 8.1 Reviergrößen

Tab. 61. Durchschnittliche Reviergrößen der erfaßten Vogelarten in den verschiedenen Waldgesellschaften nach GLUTZ & BAUER (1971-1994) und BEZZEL (1985, 1993). In den mit „x“ gekennzeichneten Flächen wurden die betreffenden Vogelarten innerhalb der Untersuchungsgebiete nicht angetroffen.

Nr.	Vogelarten	Eichen-Hainbuchenwald	Bergmischwald	Nadelwald
1	Amsel ( <i>Turdus merula</i> )	ca. 2 ha	2-5 ha	5-10 ha
2	Auerhuhn ( <i>Tetrao urogallus</i> )	x	x	< 100 ha
3	Bachstelze ( <i>Motacilla alba</i> )	x	x	3-5 ha
4	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	x	x	0,5-1 ha
6	Blaumeise ( <i>Parus caeruleus</i> )	0,2-0,8 ha	0,2-0,8 ha	x
7	Buchfink ( <i>Fringilla coelebs</i> )	0,4-1,2 ha	0,4-1,2 ha	0,4-1,2 ha
8	Buntspecht ( <i>Picoides major</i> )	2-5 ha	5-7 ha	5-10 ha
9	Dreizehenspecht ( <i>Picoides tridactylus</i> )	x	x	4-8 ha
10	Eichelhäher ( <i>Garrulus glandarius</i> )	8 ha	8-10 ha	8-10 ha
11	Fichtenkreuzschnabel ( <i>Loxia curvirostra</i> )	x	x	> 1 ha, Koloniebr.
12	Fitis ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	1-2 ha	x	1-2 ha
13	Garten/Waldbaumläufer ( <i>Certhia spec.</i> )	2-4 ha	3-4 ha	ca. 4 ha
14	Gartengrasmücke ( <i>Sylvia borin</i> )	x	x	2-3 ha
15	Gartenrotschwanz ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )	x	x	ca. 1 ha
16	Gebirgsstelze ( <i>Motacilla cinerea</i> )	x	x	x
17	Gimpel ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	x	1-3 ha	x
18	Grauschnäpper ( <i>Muscicapa striata</i> )	3-10 ha	3-10 ha	x
19	Grauspecht ( <i>Picus canus</i> )	x	10-30 ha	x
20	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )	10-30 ha	x	x
21	Habicht ( <i>Accipiter accipiter</i> )	x	3000- 5000 ha	x

Nr.	Vogelarten	Eichen- Hainbuchenwald	Bergmischwald	Nadelwald
22	Halsbandschnäpper ( <i>Ficedula albicollis</i> )	6-8 ha	x	x
23	Haselhuhn ( <i>Tetrastes bonasia</i> )	x	x	30 ha
24	Haubenmeise ( <i>Parus cristatus</i> )	x	13 ha	5-20 ha
25	Hausrotschwanz ( <i>Phoenicurus ochruros</i> )	x	x	10 ha
26	Heckenbraunelle ( <i>Prunella modularis</i> )	5-10 ha	x	2-3 ha
27	Hohltaube ( <i>Columba oenas</i> )	x	200 ha	x
28	Kernbeißer ( <i>Coccothraustes cocco.</i> )	0,5-5 ha	0,5-5 ha	x
29	Kleiber ( <i>Sitta europaea</i> )	1-2 ha	1-4 ha	> 4 ha
30	Kleinspecht ( <i>Dendrocopus minor</i> )	5-10 ha	x	x
31	Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	0,8- 1 ha	0,8-1ha	x
32	Kolkrabe ( <i>Corvus corax</i> )	x	x	30-50 km2
33	Kuckuck ( <i>Cuculus canorus</i> )	20-50 ha	20-50 ha	20-50 ha
34	Mäusebussard ( <i>Buteo buteo</i> )	ca. 300 ha	ca. 300 ha	ca. 300 ha
35	Misteldrossel ( <i>Turdus viscivorus</i> )	10-15 ha	10-15 ha	10-15 ha
36	Mittelspecht ( <i>Dendrocopus medius</i> )	3-4 ha	x	x
37	Mönchsgrasmücke ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	1,2-1,5 ha	1-5 ha	1-6 ha
38	Pirol ( <i>Oriolus oriolus</i> )	10-15 ha	x	x
39	Rabenkrähe ( <i>Corvus corone</i> )	20-30 ha	20-30 ha	20-30 ha
40	Rauhfußkauz ( <i>Aegolius funereus</i> )	x	x	100-150 ha
41	Ringdrossel ( <i>Turdus torquatus</i> )	x	x	5-15 ha
42	Ringeltaube ( <i>Columba palumbus</i> )	50-100 ha	50-100 ha	50-100 ha
43	Rotkehlchen ( <i>Erithacus rubecula</i> )	0,3-1 ha	0,3-1 ha	0,3-1 ha
44	Schwanzmeise ( <i>Aegithalos caudatus</i> )	3-4 ha	x	x
45	Schwarzspecht ( <i>Drycopus martius</i> )	300-400 ha	300-400 ha	300-400 ha
46	Singdrossel ( <i>Turdus philomelos</i> )	1-1,5 ha	0,6-1,2 ha	1,8 ha
47	Sommeregoldhähnchen ( <i>Regulus ignicapillus</i> )	1-1,5 ha	1-1,5 ha	1-1,5 ha
48	Sperber ( <i>Accipiter nisus</i> )	> 500 ha	x	x
49	Sperlingskauz ( <i>Glaucidium passerinum</i> )	x	x	100-400 ha
50	Star ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	0,5 m <sup>2</sup>	x	x
51	Sumpfmeise ( <i>Parus palustris</i> )	5-6 ha	5-6 ha	x
52	Tannenhäher ( <i>Nucifraga caryocatactes</i> )	x	x	5-10 ha
53	Tannenmeise ( <i>Parus ater</i> )	x	< 2 ha	< 2 ha
54	Trauerschnäpper ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	3-6 ha	x	x
55	Turteltaube ( <i>Streptopelia turtur</i> )	20-30 ha	x	x
56	Wacholderdrossel ( <i>Turdus pilaris</i> )	x	x	Koloniebrüter
57	Waldkauz ( <i>Strix aluco</i> )	25-30 ha	25-30 ha	60-80 ha
58	Waldlaubsänger ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	3-5,5 ha	3-5,5 ha	3-5,5 ha
59	Waldohreule ( <i>Asio otus</i> )	25-30 ha	x	x
60	Waldschnepfe ( <i>Scolopax rusticola</i> )	x	43-132 ha	43-132 ha
			Balzflug	Balzflug
61	Wintergoldhähnchen ( <i>Regulus regulus</i> )	x	1-1,5 ha	1-1,5 ha
62	Zaunkönig ( <i>Troglodytes troglodytes</i> )	ca. 5 ha	ca. 5 ha	ca. 5 ha
63	Zeisig ( <i>Spinus spinus</i> )	x	x	< 1 ha Koloniebr.
64	Zilpzalp ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	0,7- 1 ha	0,7- 2ha	0,7-2 ha
65	Zitronengirlitz ( <i>Serinus citrinella</i> )	x	x	< 1 ha Koloniebr.

## 8.2 Vergleich der Siedlungsdichten und Artenzahlen

Tab. 62. Artenzahl und Siedlungsdichte in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiet	Waldgesellschaft	Gebietsgröße	Artenzahl	Reviere/10 ha
BW Bechtaler Wald	Eichen-Hainbuchenwald	13 ha	29	104
WW Bechtaler Wald	Eichen-Hainbuchenwald	23 ha	30	66
BW Sommerberg	Eichen-Hainbuchenwald	12 ha	31	107
WW Sommerberg	Eichen-Hainbuchenwald	18 ha	27	83
BW Vonventwald	Bergmischwald	16 ha	26	57
WW Vonventwald	Bergmischwald	23 ha	29	45
BW Hoher Ochsenkopf	Fichtenforst	23 ha	25	39
WW Mittlerer Ochsenkopf	Fichtenforst	23 ha	17	33
BW Wilder See- Hornisgrinde	Fichtenforst	32 ha	31	45
WW Wilder See Hornisgrinde	Fichtenforst	22 ha	26	39
BW Napf	Fichtenforst	20 ha	31	58
WW Napf	Fichtenforst	15 ha	29	59

Tab. 63. Siedlungsdichte und Artenzahl in verschiedenen Waldgebieten

Autor	Wäldgesellschaft	Gebietsgröße	Artenzahl	Reviere/10 ha
FLADE (1994)	Eichen-Hainbuchenwald	10-33 ha	25-34	74
TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994)	Eichen-Hainbuchenwald	25,5 ha	40	79
TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994)	Eichen-Hainbuchenwald	24 ha	33	67
TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994)	Eichen-Hainbuchenwald	30 ha	31	63
SPÄTH (1981)	Eichen-Hainbuchenwald	10 ha	35	115
NIPKOW & EWALD (1993)	Eichen-Hainbuchenwald	16 ha	31	105
NIPKOW & EWALD (1993)	Eichen-Hainbuchenwald	9,1 ha	30	105
NIPKOW & EWALD (1993)	Eichen-Hainbuchenwald	15 ha	36	104
NIPKOW & EWALD (1993)	Eichen-Hainbuchenwald	5 ha	21	83
PECHACEK, P. (1995)	Bergmischwald	17 ha	25	45
FLADE (1994)	Bergbuchenwald	10-33 ha	15-22	31
LEICHNITZ (1988) unveröff.	Buchennaturwaldreservat	26 ha	30	55
TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994)	Heidelbeer-Kiefernwald	25 ha	29	42
TOMIALOJC & WESELOWSKI (1994)	Heidelbeer-Kiefernwald	25 ha	30	41
FLADE (1994)	Fichten-Kiefernforste	10-33 ha	29	59
FLADE (1994)	Fichtenforste	10-33 ha	14-23	56
FLADE (1994)	Bergfichtenwälder	10-33 ha	9-13	20
PECHACEK, P. (1995)	subalpiner Nadelwald	11,5 ha	19	52
PECHACEK, P. (1995)	subalpiner Nadelwald	15 ha	21	46

# Renkonen- (grau) und Sörensen-Index (weiß) zwischen allen Flächen

	BW Bechteler Wald	W Bechteler Wald	BW Sommerberg	W Sommerberg	BW Conventswald	W Conventswald	BW Ochsenkopf	W Ochsenkopf	BW Wälder See	W Wälder See	BW Napf	W Napf
BW Bechteler Wald	100	92	87	86	63	57	38	33	47	38	42	38
W Bechteler Wald	84	100	83	86	65	59	40	35	49	43	39	40
BW Sommerberg	65	71	100	92	65	59	42	47	50	45	41	42
W Sommerberg	68	67	82	100	71	65	45	41	50	44	44	41
BW Conventswald	36	41	45	45	100	85	63	72	65	67	60	57
W Conventswald	37	40	44	45	85	100	56	53	60	55	62	55
BW Ochsenkopf	28	29	35	33	70	71	100	86	79	73	61	67
W Ochsenkopf	30	30	35	34	70	69	84	100	65	72	49	65
BW Wälder See	37	39	42	41	73	71	78	71	100	78	74	79
W Wälder See	28	30	37	35	70	70	77	75	73	100	64	87
BW Napf	33	34	41	38	62	64	73	67	76	77	100	78
W Napf	32	34	35	32	55	59	66	63	70	76	78	100

## 8.3 Ähnlichkeitsindizes für alle Flächen

## 8.4 Unterschiede zwischen den Vogelarten bei der Substratwahl zur Nahrungssuche

Tab. 64. Zur Nahrungssuche genutzte Bäume im Bannwald Bechtaler Wald (Mittelwerte aus Zeitanteilen von jeweils 10 zusammengefaßten Datensätzen)

Vogelart	Tote Bäume (%)	Datensätze (n)	Beobachtungszeit insgesamt
Buntspecht	23	289	13 Std. 42 min
Mittelspecht	12	178	5 Std. 50 min
Kleinspecht	4	49	2 Std. 11 min
Schwarzspecht	36	26	3 Std. 53 min
Baumläufer	8	83	1 Std. 28 min
Kleiber	12	293	7 Std. 50 min

Tab. 65. Unterschiede in der Totholznutzung der einzelnen Vogelarten von Tab. 64 nach Mann-Whitney (U-Test,  $p < 0,05$  = signifikant,  $p > 0,05$  = nicht sign.)

Mann-Whitney (U-Test)	Buntspecht	Mittelspecht	Kleinspecht	Schwarzspecht	Baumläufer
Buntspecht	xxxxxxxxxxxx				
Mittelspecht	signifikant	xxxxxxxxxxxx			
Kleinspecht	nicht sign.	signifikant	xxxxxxxxxxxx		
Schwarzspecht	nicht sign.	nicht sign.	nicht sign.	xxxxxxxxxxxx	
Baumläufer	signifikant	nicht sign.	nicht sign.	nicht sign.	xxxxxxxxxxxx
Kleiber	signifikant	nicht sign.	signifikant	nicht sign.	nicht sign.

Tab. 66. Zur Nahrungssuche genutzten Bäume im Bannwald Conventwald (Mittelwerte aus Zeitanteilen von jeweils 10 zusammengefaßten Datensätzen)

Vogelart	Tote Bäume (%)	Datensätze (n)	Beobachtungszeit insges.
Buntspecht	13	146	6 Std. 21 min
Baumläufer	7	52	1 Std. 6 min
Kleiber	8	99	1 Std. 43 min

Tab. 67 Mittelwerte der zur Nahrungssuche genutzten Bäume im Nordschwarzwald (Mittelwerte aus Zeitanteilen von jeweils 10 zusammengefaßten Datensätzen)

Vogelart	Tote Bäume (%)	Datensätze (n)	Beobachtungszeit insges.
Buntspecht	42	410	38 Std. 14 min
Schwarzspecht	56	189	21 Std. 38 min
Dreizehenspecht	89	66	8 Std. 20 min
Baumläufer	24	337	6 Std. 10 min
Kleiber	15	82	1 Std. 46 min

Tab. 68. Unterschiede zwischen den Mittelwerten von Tab. 67 nach Mann-Whitney ( $p < 0.001$  = hochsignifikant,  $p < 0.05$  = signifikant,  $p > 0.05$  = nicht sign.)

Mann-Whitney (U-Test)	Buntspecht	Schwarzspecht	Dreizehenspecht	Waldbaumläufer
Buntspecht	xxxxxxxxxxxx			
Schwarzspecht	nicht sign.	xxxxxxxxxxxx		
Dreizehenspecht	hochsignifikant	signifikant	xxxxxxxxxxxx	
Waldbaumläufer	nicht sign.	signifikant	hochsignifikant.	xxxxxxxxxxxx
Kleiber	signifikant	signifikant	signifikant	nicht sign.