

Aus dem Fachbereich Biologie, Fachrichtung Ökologie der Universität GHS Essen.

Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen

Habitat, Population Density and Population Development of the Tree Pipit (*Anthus trivialis*) in Middle Westphalia

Von Karl-Heinz Loske

Key words: *Anthus trivialis*, habitat, population development, population density, fluctuations of summer migrants.

Zusammenfassung

Loske, K.H. (1985): Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen. *Ökol. Vögel* 7: 135-154.

Die Erfassungsergebnisse einer sieben- (1977-1983) bzw. neunjährigen (1975-1983) Bestandsaufnahme des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) werden vorgestellt und im Hinblick auf Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung ausgewertet. Das aus zwei isolierten Waldflächen bestehende Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb der westfälischen Hellwegbördern und umfaßt eine Fläche von 362 ha. Die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Habitattypen werden charakterisiert. Erfasst wurde die Anzahl singender ♂♂ pro Jahr. Bei der Bestandserhebung an *A. trivialis* auftretende Fehlerquellen werden erörtert.

Das Habitataangebot und der Anteil besiedelter Reviere werden in Bezug zueinander gesetzt. Es zeigt sich, daß Kahlschläge und lichte Eichenbaumhölzer bevorzugt werden. Für jeden Habitattyp wird eine mittlere Siedlungsdichte gebildet. Dabei ergibt sich folgende Reihenfolge:

■ Waldzwenken (<i>Brachypodium silvaticum</i>)	Kahlschläge mit Überhältern	0,55 ♂/ha
■ Lichte Eichenbaumhölzer		0,47 ♂/ha
■ Waldzwenken (<i>Brachypodium silvaticum</i>)	Kahlschläge ohne Überhälter	0,43 ♂/ha
■ Landreitgras (<i>Calamagrostis epigeios</i>)	Kahlschläge ohne Überhälter im Schwarzenrabener Wald	0,37 ♂/ha
■ Landreitgras (<i>Calamagrostis epigeios</i>)	Kahlschläge ohne Überhälter im Eringerfelder Wald	0,33 ♂/ha
■ Trockentäler		0,19 ♂/ha

Eine Analyse rechnerisch ermittelte Daten aus der Literatur bestätigt die außerordentlich hohe Bedeutung von Kahlschlägen und Aufforstungsflächen als Baumpieperhabitat. Die mittlere Siedlungsdichte scheint mit zunehmender Flächengröße zu sinken. Daraus ergibt sich, daß repräsentative Baumpiepersiedlungsdichten möglichst nur auf Flächen > 5 ha ermittelt werden sollten.

Die untersuchte Baumpieperpopulation zeigte nur schwache Bestandsfluktuationen, eine langfristige Zu- oder Abnahme war nicht erkennbar. Der Bestand in den stabilen Eichenbaumholzbiotopen schwankte weniger stark als in den labilen Kahlschlagbiotopen. Der für viele Transsaharazieher konstatierte, dramatische Bestandsrückgang lässt sich für den Baumpieper nicht bestätigen.

Die ermittelten Ergebnisse werden hinsichtlich der Siedlungsdichte und der Bestandsentwicklung erörtert. Der Baumpieper kann sowohl auf Freiflächen als auch innerhalb geschlossener Waldbestände hohe Abundanzen erreichen. Eine Sichtung der spärlichen Literaturdaten zeigt, daß *A. trivialis* zu den schwächer im Bestand fluktuierenden Passeriformes zu rechnen ist. Ein Vergleich der Variationskoeffizienten zwischen Baum- und Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) lässt vermuten, daß Arten mit einer Brut schwächer fluktuieren als solche mit zwei oder drei Bruten.

Summary

LOSKE, K.-H. (1985): Habitat, Population Density and Population Development of the Tree Pipit (*Anthus t. trivialis*) in Middle Westphalia. *Ecol. Birds* 7: 135-145.

The results of a seven (1977-1983) respectively nine year (1975-1983) population survey on the Tree Pipit (*Anthus t. trivialis*) are presented and evaluated with regard to habitat, population density and population development. The survey area with a surface of 362 ha lies in the westphalian «Hellwegböden» (a landscape with loamy soil). A detailed description of the different habitat types is given. The number of singing males per year was registered. Possible error sources in the process of population surveys on *A. trivialis* are discussed.

The available habitat and the actually inhabited area are correlated. A preference for clearings and sparse oakwoods is shown. For every habitat type the mean habitation density is determined. As a result the following table gives the areas in order of preference:

■ Wood False — brome (<i>Brachypodium silvaticum</i>) — clearings with solitary trees	0,55 ♂/ha
■ Sparse oakwoods	0,47 ♂/ha
■ Wood False — brome (<i>Brachypodium silvaticum</i>) — clearings	0,43 ♂/ha
■ Bush Grass (<i>Calamagrostis epigeios</i>) — clearings in the Schwarzenrabener Wald	0,37 ♂/ha
■ Bush Grass (<i>Calamagrostis epigeios</i>) — clearings in the Eringerfelder Wald	0,33 ♂/ha
■ Dry valleys	0,19 ♂/ha

The extraordinary value of clearings as a habitat for the Tree Pipit is confirmed by the analysis of data calculated from available literature. Furthermore other researchers have determined the importance of reforested areas for the species. The mean population density presumably sinks in correlation to increasing habitat area. It is seen that representational Tree Pipit population densities should only be taken in areas > 5 ha.

The investigated population showed only small fluctuations, a long term in- or decrease was not apparent. The population in the stabilized oak habitats fluctuated less than in the unstable clearings. The dramatic decrease in populations seen in many transsahara migrants cannot be ascertained for the Tree Pipit. The results of this research are shown in relationship to population density and population development in general. Clearings and woods may both be seen as areas in which the Tree Pipit can reach high population densities. A study of the sparse literature shows that the Tree Pipit belongs to the passerine species with low fluctuation levels. A comparison of the variations coefficient between Tree and Meadow Pipit (*Anthus pratensis*) admits the supposition that species with one brood fluctuate less than those species with two or three broods.

1. Einleitung

Im Hinblick auf die seit Jahren in der Literatur geführte Diskussion über den z.T. starken Rückgang mitteleuropäischer Sommervögel (zuerst z.B. bei GLUE 1970, BERTHOLD 1972, BERNDT & FRANTZEN 1974, WINK 1974, zuletzt z.B. bei BERTHOLD & QUERNER 1979, RIDDIFORD 1983), sind langjährige und exakte Daten über die Bestandsentwicklung in Afrika überwinternder Passeriformes von großem Interesse. Entsprechende Untersuchungen an diesen Arten sind aber noch immer selten. Es gibt zwar seit fast 20 Jahren in Großbritannien einen «Common Bird Census» (MARCHANT 1983), der alljährlich auf Probeflächen ermittelte Bestandsangaben ausgewählter Arten liefert und damit einen wichtigen Beitrag zur Erkennung von Bestandstrends leistet. Allgemein überwiegen jedoch durch jährliche Zugbeobachtungen bzw. Fangzahlen gewonnene Daten zur Bestandsentwicklung gegenüber mehrjährigen Erfassungen von Brutbeständen auf repräsentativen Flächen (s. z.B. EDELSTAM 1972, BUSSE 1973, DALBERG & PETERSEN 1976, BERTHOLD & QUERNER 1979). Nach SVENSSON (1978) sind langjährige Brutvogelbestandsaufnahmen aber trotz auftretender Fehlerquellen (s. BERTHOLD 1976, SCHERNER 1981) besser zur Dokumentation von Bestandstrends geeignet als wetterabhängige Zugzählungen oder Fangprogramme.

Im allgemeinen wird eine steigende Biozidanwendung und eine Häufung ungünstiger metereologischer Bedingungen (Dürre!) in den Durchzugs- bzw. Winterquartieren für den Rückgang paläarktisch-afrikanischer Zugvogelarten verantwortlich gemacht (z.B. GLUE 1970, BERTHOLD 1973, WINSTANLEY et al. 1974). Für den Transsaharazieher Baumpieper (*Anthus trivialis*) — einen der häufigsten Sommervögel Europas (FERGUSSON—LEES 1978) — gibt es bislang keine mehrjährigen Daten zur Entwicklung von Brutbeständen. Die vorliegende Arbeit will daher, basierend auf den Ergebnissen einer neun- bzw. siebenjährigen Bestandserfassung des Baumpiepers in zwei größeren Waldgebieten der Hellwegbörde Mittelwestfalens, Angaben zur Bestandsentwicklung der Art in Westfalen liefern. Dieser Beitrag enthält ferner Angaben zu den im Gebiet besiedelten Habitattypen sowie Vergleiche zwischen den ermittelten Siedlungsdichtewerten und denen aus der Literatur.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Südosten der Westfälischen Tieflandsbucht und hier innerhalb der Hellwegbördnen (vgl. MAASJOST in PEITZMEIER 1969), die durch spätpleistozäne Lössauflagen gekennzeichnet sind und ackerbauliche Vorranggebiete (Waldanteil < 5 %) darstellen. Untersucht wurden der Schwarzenrabener Wald ($51^{\circ} 40, 08^{\circ} 25$, MTB 4316 Lippstadt) mit 155,4 ha und der Nordteil des Eringerfelder Waldes ($51^{\circ} 36, 08^{\circ} 27$, MTB 4316 Lippstadt und 4416 Effeln) mit 206,6 ha, zusammen also eine Fläche von 362 ha (vgl. Abb. 1).

Der Nordteil des Eringerfelder Waldes (EF) gehört naturräumlich zum Haarstrang und stockt auf mittelgründigen, steinig-tonigen Lehmböden (Braunerden, z.T. pseudovergleyt), die sich aus kalkig-mergeligen Gesteinen der Oberkreide entwickelt haben. Potentiell natürliche Vegetation ist der Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*/KNAPP 42). Er ist nur auf den tiefgründigen Standorten stellenweise erhalten. Sehr häufig sind dagegen — u.a. auf ehemalige Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zurückzuführende — schlechtwüchsige und verlichtete Stieleichenbaumhölzer. Stark auf dem Vormarsch sind

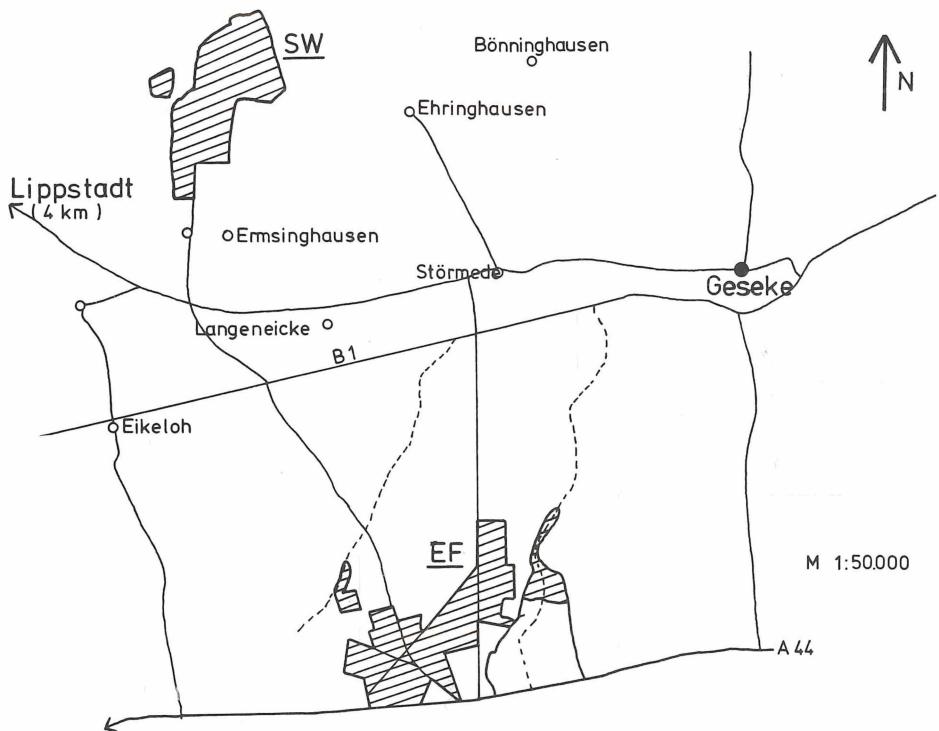


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet im Kreis Soest/Mittelwestfalen. Die beiden untersuchten Waldgebiete (EF, SW) sind schraffiert dargestellt.

Fig. 1: The research area in the Soest district/Middle of Westphalia. The hatched areas (EF, SW) show the two investigated woods.

Nadelholzkulturen aus Fichte und Kiefer, aber auch Anpflanzungen mit Edellaubhölzern (z.B. Ahorn, Esche, Kirsche). Während des Untersuchungszeitraumes waren im EF zahlreiche Kahlschläge vorhanden, die auf den flächenhaften Abtrieb von Altholzbeständen zurückgehen (vgl. Tab. 1).

Der Schwarzenrabener Wald (SW) gehört naturräumlich zur Hellwegtalung und stockt auf schluffigen, staunassen Lehmböden (Gleye bzw. Parabraunerde—Gleye), die sich aus pleistozänen Lössauflagen entwickelt haben. Potentiell natürliche Vegetation ist der Flattergras-Buchenwald (*Milio-Fagetum / BURR. 73*), z.T. mit Eichen-Hainbuchenwaldübergängen (*Stellario-Carpinetum/OBERD. 57*). Das Bild der realen Vegetation wird von Eichenalthölzern beherrscht, die ihre Entstehung einer jahrhundertealten antropogenen Förderung verdanken. Sie sind aber vielfach bereits durch Fichten- und Edellaubholzbestände verdrängt worden (vgl. Tab. 2).

Beiden Waldgebieten gemeinsam ist ihre inselartige Lage inmitten einer ausgeräumten Ackerlandschaft. Sie gehören zu den letzten zusammenhängenden Waldresten in der Hellwegtalung bzw. auf dem Haarstrang. Nachfolgend seien die in Tab. 1 und 2 aufgeführten Habitattypen näher charakterisiert:

Tab. 1: Habitattypen im Eringerfelder Wald
 Tab. 1: Types of habitat in the «Eringerfelder Wald»

Habitattyp	Flächenanteil ha	%
lichte Eichenbaumholzbestände	90,15	43,6
Fichtenbestände	47,0	22,7
Kiefern-Laubholzmischbestände	30,5	14,8
Kahlschläge	18,0	8,7
Eichenalthölzer (z.T. mit einzelnen Altbuchen)	16,0	7,7
Trockentäler	5,0	2,4
Summe	206,6	100

Tab. 2: Habitattypen im Schwarzenrabener Wald
 Tab. 2: Types of habitat in the «Schwarzenrabener Wald»

Habitattyp	Flächenanteil ha	%
Eichenalthölzer und Edellaubholzbestände	99,5	64
Kahlschläge	31,9	20,5
Fichtenbestände	24	15,4
Summe	155,4	100

Eringerfelder Wald

Lichte Eichenbaumholzbestände: Lichte, zwischen 10 und 12 m hohe, Eichenreinbestände ohne zweite Baumschicht, Baumschicht etwa 40-70% deckend, Strauchschicht entweder fehlend oder horstig auftretend (zwischen 5 und 30%). Krautschicht durchweg 70-90% deckend, vorwiegend aus dem Bultengras Waldzwenke (*Brachypodium silvaticum*, vgl. Abb. 2).

Fichtenbestände: Krautschichtfreie Dickungs- und Altholzbestände aus Fichte.

Kiefern—Laubholzmischbestände: Vorwiegend aus Kiefern gebildete Baumschicht mit zum größten Teil üppiger Strauchschicht (Schlehe, Weißdorn, Hartriegel u.a.), die zwischen 60 und 100% deckt. Stellenweise starke Naturverjüngung von Esche, Krautschicht meist fehlend.

Kahlschläge: Aufgeforstete oder noch nicht aufgeforstete Waldfreiflächen mit dichtem Grasfilz. Je nach der Vorherrschaft des jeweiligen Bultengrases entweder zum Waldzwenken- oder zum Landreitgras- (*Calamagrostis epigeios*) -Typus gehörig. Aufgeforstete Flächen fallen etwa ab dem 7. Jahr nach der Aufforstung nicht mehr unter diese Rubrik (vgl. Abb. 3).

Eichenalthölzer: Zwischen 20 und 24 m hohe, z.T. mit Altbuchen durchsetzte, Eichenbestände mit deutlich ausgeprägter zweiter Baumschicht. B 1 zwischen 60 und 80%, B 2 zwischen 30 und 50% deckend. Die 1-4 m hohe Strauchschicht deckt zwischen 10 und 40%, die Krautschicht maximal 75%.

Trockentäler: Talgrund mit Grünlandnutzung, an den Hängen vorwiegend Schlehen—Weißdorngebüsche mit einzelnen Auflichtungen (vgl. Abb. 4).



Abb. 2; Lichtes Eichenbaumholz im Eringerfelder Wald (EF).
Fig. 2: Sparse oakwood in the Eringerfelder Wald (EF)



Abb. 3: Kahlschlag mit zahlreichen Überhältern im Eringerfelder Wald (EF)
Fig. 3: Clearing with a lot of solitary trees in the Eringerfelder Wald (EF).



Abb. 4: Trockental nordwestlich des Eringerfelder Waldes (EF).
Fig. 4: Dry valley Northwest of the Eringerfelder Wald (EF).



Abb. 5: Eichenaltholz mit dichter Strauchsicht im Schwarzenrabener Wald (SW).
Fig. 5: Old oak wood with a lot of bushes in the Schwarzenrabener Wald (SW).

Schwarzenrabener Wald

Eichenalthölzer und Edellaubholzbestände: Zwischen 20 und 24 m hohe, z.T. mit Altbuchen durchsetzte Eichenbestände mit deutlich ausgeprägter zweiter Baumschicht. B 1 zwischen 60 und 90%, B 2 zwischen 20 und 50% deckend. Schwach ausgeprägte Strauchschicht mit 10 bis 30% Deckung, Krautschicht maximal 80% deckend. Zwischen den Eichenbeständen stellenweise Ahorn- und Eschenbaumhölzer eingestreut (vgl. Abb. 5).

Fichtenbestände: s. unter EF.

Kahlschläge: Aufgeforstete oder noch nicht aufgeforstete Waldfreiflächen mit dichtem Grasfilz aus Landreitgras und Drahtschmiele (*Deschampsia caespitosa*).

3. Material und Methode

Alle hier mitgeteilten Daten stammen vom Verfasser und wurden in den Jahren 1975–1983 erhoben. In dieser Zeit wurden die Untersuchungsflächen von Mitte April–Mitte Juli mehrfach (meist allwöchentlich) aufgesucht. Dabei wurde versucht, die singenden ♂♂ zu fangen und möglichst viele Nester ausfindig zu machen (die hierbei gewonnenen Erkenntnisse sollen zu einem späteren Zeitpunkt veröffentlicht werden).

Tab. 3: Zusammenstellung der mittleren Abundanzen für die Biotope des Untersuchungsgebietes. Kahlschläge mit Überhältern sind Flächen, auf denen mindestens zwei große Einzelbäume (potentielle Singwarten) erhalten geblieben sind (vgl. Abb. 3).

Tab. 3: Compilation of the mean population densities for the habitats in the research area. Clearings with solitary trees are areas containing at least two old trees (potential display areas in the mating season!, see Fig. 3).

Habitattyp	\bar{x} – ♂/ha	Flächengröße	Untersuchungsdauer (in Jahren)
Eichenbaumhölzer	0,47	8 Flächen mit 71,88 ha	7
Kahlschläge mit Überhältern (Waldzwenken-Fazies)	0,55	3 Flächen mit 16,52 ha	7
Kahlschläge ohne Überhälter (Waldzwenken-Fazies)	0,43	2 Flächen mit 6,84 ha	7
Kahlschläge ohne Überhälter (SW, Landreitgras-Fazies)	0,37	4 Flächen mit 25,2 ha	9
Kahlschläge ohne Überhälter (EF, Landreitgras-Fazies)	0,33	4 Flächen mit 24,7 ha	4
Trockentäler	0,19	1 Fläche mit 12,5 ha	7

Tab. 4: Zusammenstellung der für unterschiedliche Biotope ermittelten Abundanz- und Dominanzwerte nach Literaturangaben.

Tab. 4: List of density and dominance — values for different habitats (calculated from literature).

Habitattyp	Flächengröße (ha)	Abundanz ♂/ha	Dominanz %	Autor
Kahlschläge und Aufforstungsflächen	2,2	2,7	—	VON DER DECKEN 1970
	50	0,1	—	BLASCHKE & LEHMANN 1975
	100	0,67	—	WILLIAMSON 1972
	?	0,7	—	BRAUN 1974
	120	0,4	—	GILLER 1969
	50	0,43	—	LOSKE 1983
Eichenreinbestände	10,8	0,4	8,5	BRENNECKE 1972
	18	0,33	4,4	WODNER 1975
	90,1	0,48	8,1	LOSKE 1983
Halbtrockenrasen, Brachflächen, Streuobstwiesen	?	0,4	—	BRAUN 1974
	3	0,66	5,9	BOSSELMANN 1975
	100	0,1	—	JACOBY et al. 1970
Auwälder	21,5	0,21	2,1	VEROMAN 1982
	6,4	0,63	3,3	STEIN 1968
	10	0,1	—	VIDAL 1975
Kiefernforsten	6,3	0,5	6,0	GILLER 1970
	10	0,1	—	VIDAL 1975
	42,9	0,23	—	KÖNIG 1968
	10,6	0,28	—	KÖNIG 1968
	7,1	0,49	—	KÖNIG 1968
	9,7	0,21	5,0	SELLIN 1975
	26	0,14	—	CONRADS 1978
	16,8	0,18	4,3	DORNBUSCH 1971
	22,5	0,40	12,7	DORNBUSCH 1971
	60	0,1	4,3	DORNBUSCH 1971
	40	0,05	2,1	DORNBUSCH 1971
Buchenwälder	10	0,40	6,5	ADLER 1979
	8	0,37	5,3	SCHOLZ 1972
	312	0,11	3,4	OELKE 1977
	13,9	0,14	3,6	WODNER et al. 1971
	19,1	0,21	4,8	MAY 1971
	40,5	0,03	1,1	DIERSCHKE 1968
	16,8	0,12	2,5	GILLER 1970
Eichen – Hainbuchenwälder	4,1	0,24	3,0	JANSSEN 1972
	16,5	0,06	0,8	SCHÄCK 1981
	12	0,2	1,4	SCHÄCK 1981
	11	0,09	0,9	SCHÄCK 1981
Feldflur mit Baumgruppen	350	0,09	7,1	SCHNEIDER 1969
	391	0,07	—	MULSOW 1980
	?	0,13	—	LUDER 1981
Erlenbruchwälder	23,5	0,28	—	DIERSCHKE 1951
Birkenwälder	5,0	1,6	20,5	BERG-SCHLOSSER 1975
	11,7	0,45	6	KIRCHHOFF 1971
Pappelwälder	9,9	0,2	3,3	STEIN 1968
	44	0,36	6,6	HEIDECKE 1972
Moore und Heiden z.T. verbuschend	170	0,36	—	VAN HECKE 1979
	80	0,17	20	BERG-SCHLOSSER 1972
Sturmschäden in Kiefernforsten	89	0,2	—	DIERSCHKE 1976
Waldränder	73	0,14	—	FRANZ & SARTOR 1979

Bei der Ermittlung von Beständen und Siedlungsdichten des Baumpiepers treten u.a. folgende Schwierigkeiten auf:

a) *A. trivialis* gilt von Natur aus als ein Besiedler von Biotopen mit intermediärem Charakter (Windbrüche, Lichtungen, Heiden, Moore), die in der Regel einer Sukzession unterliegen (offene Flächen → Verbuschung bzw. Wiederbewaldung). Die Art siedelt jedoch auch in Endstadien der Vegetationsentwicklung (z.B. lichte Waldbestände), wo waldbauliche Maßnahmen wie Durchforstung und Kahlschlagbetrieb zu einer kurzfristigen Beeinflussung der Dispersion führen können. Nicht über mehrere Jahre erhobene Daten von zu kleinen Untersuchungsflächen werden diesen Umständen nicht gerecht und vermitteln ein falsches Bild von Siedlungsdichten, insbesondere wenn sie für größere Räume verallgemeinert werden. Im Literaturvergleich (vgl. Tab. 4) wurden deshalb alle Probeflächen unter 2 ha Größe von einer Betrachtung ausgeschlossen.

b) Über die exakte Größe der von einem Paar genutzten Jagdfläche ist nichts bekannt. Beim Baumpieper muß aber klar zwischen Revier und Aktionsraum unterschieden werden (VON DER DECKEN 1970). Während das Revier, das Singwarten, Anflugstellen und den Neststandort beherbergt, gegen Artgenossen verteidigt wird, kommt es innerhalb der Aktionsräume, die vorwiegend zur Nahrungssuche aufgesucht werden, zu keinem oder nur sehr schwachen Territorialverhalten. Aktionsräume (z.B. Felder, Wiesen, Freiflächen, Weg- und Straßenränder) von benachbarten Paaren können sich dabei häufig überschneiden. In der vorliegenden Untersuchung wurde bei der Ermittlung von Siedlungsdichten nur das eigentliche Revier zugrundegelegt. Das bedeutet z.B., daß die Abundanz auf einem Kahlschlag nur auf diesen selbst bezogen wurde, auch wenn benachbarte Laubholzbestände regelmäßig zur Nahrungssuche beflogen wurden.

c) Für den Wiesenpieper ist nachgewiesen, daß ein ♂ pro Brutsaison durchaus mehrere Reviere besetzen kann. Bei dieser Art beherbergten z.B. 38 festgestellte Reviere im Laufe eines Jahres mindestens 50 verschiedene ♂♂. Durchschnittlich nahm ein ♂ 1,46 Reviere pro Brutsaison ein (HÖTKER 1980). Auch bei *A. trivialis* konnten Umsiedlungen während der Brutperiode nachgewiesen werden. Vor allem einjährige, später ankommende ♂♂ besetzen mitunter nur kurzzeitig Reviere, wogegen mehrjährige ♂♂ meist die vorjährigen Reviere wieder einnehmen.

4. Ergebnisse

4.1 Besiedelte Habitattypen

In der Literatur wird der Baumpieper häufig als Charakterart der aufgelockerten Kiefernforsten bezeichnet (z.B. OELKE 1968, CONRADS 1978). OELKE (1968) spricht sogar von einem nordwestdeutschen Fitis-Baumpieper-Kiefernplenzerwald. Neben ersten Anmerkungen bei RUWET (1959) finden sich ausführliche Angaben zur Habitatbeschaffenheit bei VON DER DECKEN (1970). Letzterer beschreibt nach Untersuchungen im Teutoburger Wald die für eine Besiedlung durch *A. trivialis* erforderlichen Faktoren. Demnach muß ein Baumpieperrevier folgende Merkmale aufweisen:

- Singwarten (Bäume, Sträucher, Masten, etc.)
- eine gut ausgebildete Bodenvegetation, möglichst mit Grasbulten (als Nestüberbau)
- freie Bodensicht (nicht über 60% deckende Strauchschicht)
- Anflugstellen (herabhängende Äste, Strauchspitzen, Zaunpfähle, etc.)

Exakte quantitative Angaben zu dem für eine Revierbesiedlung notwendigen Habitatgefüge, die zugleich eine Wichtung der einzelnen Faktoren untereinander ermöglichen würden, fehlen bislang im Schrifttum. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden daher verschiedene Strukturmerkmale eines Baumpieperreviers mit

Hilfe eines standardisierten Formblattes ermittelt. Da diese Erhebungen jedoch auch in anderen Naturräumen Westfalens im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes durchgeführt wurden, sollen die dabei gewonnenen Ergebnisse an anderer Stelle publiziert werden (VON DER DECKEN, LOSKE & PRÜNTE in Vorb.).

Im Untersuchungsgebiet (SW, EF) lassen sich nach Berücksichtigung von insgesamt 528 Revieren (Zeitraum 1975-1983) folgende Baumpieperhabitatem unterscheiden (in Klammern die absolute Anzahl der Reviere sowie deren prozentualer Anteil an der Gesamtzahl aller Reviere):

- Kahlschläge mit und ohne Überhälter (187 35,4 %)
- lichte Eichenbaumholzbestände (274 51,9 %)
- Eichenalthölzer (z.T. mit einzelnen Buchen bzw. eingestreuten Edellaubholzbeständen) (30 5,7 %)
- Kiefern-Laubholzmischbestände (19 3,6 %)
- Trockentäler (16 3,0 %)
- Fichtenbestände (2 0,4 %)

Um festzustellen, ob *A. trivialis* im Untersuchungsgebiet bestimmte Habitattypen bevorzugt, wurde die Anzahl der tatsächlich besiedelten Reviere und das Habitatangebot in Bezug zueinander gesetzt (vgl. Abb. 6 und 7). Im EF wurden lichte Eichenbaumhölzer und Kahlschläge bevorzugt (Eichenbaumhölzer: Flächenanteil am Gesamtbestand von 43,6%, relativer Anteil der Reviere 68%; Kahlschläge 8,7% im Vergleich zu 21,6%). Während Trockentäler, Buchen- Eichenalthölzer und Kiefern-Laubholzmischbestände nur eine untergeordnete Bedeutung als Baumpieperhabitat besitzen, werden Fichtenbestände eindeutig gemieden (22,7% im Vergleich zu 0,5%). Ähnliches gilt für den SW: Hier werden Kahlschläge bevorzugt (20,5% zu 79,4%), Eichenalthölzer nur mitunter (64% zu 20,6%) und Fichtenbestände (15,5% zu 0%) gar nicht besiedelt.

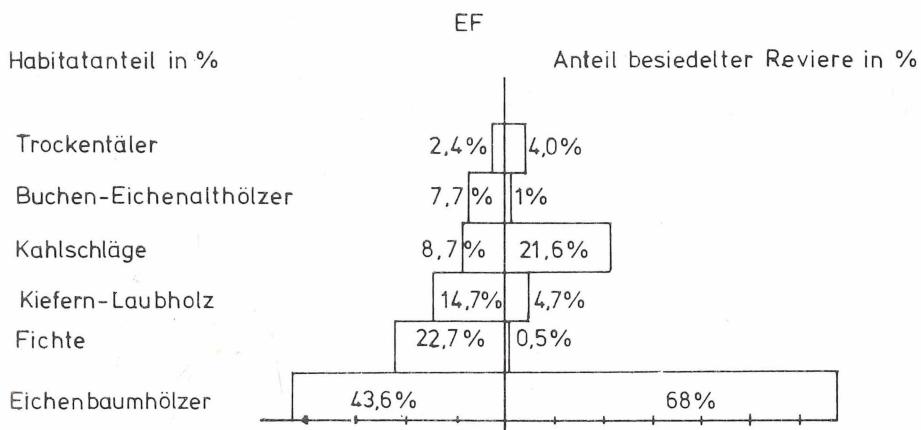


Abb. 6: Vergleich zwischen Habitatangebot und Baumpieperrevieren im Eringerfelder Wald.
Fig. 6: Comparison table: Available habitat (left) and actually inhabited areas (right) in the Eringerfelder Wald.

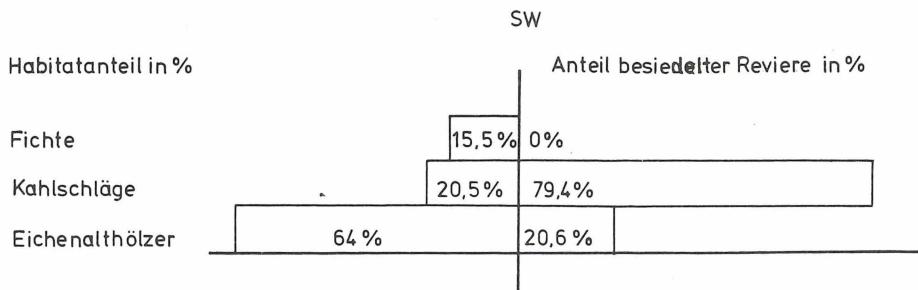


Abb. 7: Vergleich zwischen Habitatangebot und Baumpieperrevieren im Schwarzenabener Wald.
 Fig. 7: Comparison table: Available habitat (left) and actually inhabited areas (right) in the Schwarzenabener Wald.

4.2 Siedlungsdichte

Neben der in den Abb. 6 und 7 nachvollzogenen Betrachtungsweise (»Angebot und Nachfrage«) lassen sich aus den Abundanzwerten, mit denen der Baumpieper in verschiedenen Habitattypen auftritt, Hinweise auf seinen »Optimalhabitat« ableiten. Zu diesem Zweck wurde für den Untersuchungsraum wie folgt verfahren: Für jeden untersuchten Habitattyp wurde die Summe der registrierten ♂♂ (z.B. 17) durch die Anzahl der Beobachtungsjahre dividiert (z.B. 7). Der so ermittelte Wert wurde dann durch die Flächengröße (z.B. 12,5 ha) dividiert, was zu einer mittleren Siedlungsdichte führt (im Bsp. 0,19 ♂/ha). Ein diesbezügliches Vorgehen erlaubt es, die im Untersuchungsgebiet besiedelten Habitate hinsichtlich ihres Eignungsgrades für *A. trivialis* zu klassifizieren (vgl. Tab. 3).

Demnach werden die höchsten Abundanzen im Untersuchungsgebiet auf Waldzwenken (*Brachypodium silvaticum*) — Kahlschlägen mit Überhäusern (vgl. Abb. 3) im EF erreicht (0,55 ♂/ha). Lichte Eichenbaumhölzer (vgl. Abb. 2) im EF mit ihrer typischen Waldzwenken — Fazies erreichen mit 0,47 ♂/ha ebenfalls einen sehr hohen Durchschnittswert. Waldzwenken — Kahlschläge ohne Überhäuser im EF liegen mit durchschnittlich 0,43 ♂/ha deutlich über den Landreitgras (*Calamagrostis epigeios*) — Kahlschlägen im EF und SW (0,33 bzw. 0,37 ♂/ha). Die niedrigsten Abundanzen im Gebiet weisen die Trockentäler (vgl. Abb. 4) mit 0,19 ♂/ha auf.

Aufgeforstete Kahlschläge werden zwischen dem 7. und 9. Jahr nach der Aufforstung nicht mehr besiedelt. Folgendes Beispiel zeigt einen typischen Besiedlungsverlauf: Ein 1970 mit Fichte (*Picea abies*) aufgeforsterter, 2,5 ha großer Waldkahlschlag im EF war 1978 verwaist. Folgende Anzahl singender ♂♂ wurde ermittelt: 1971 (4); 1972 (3); 1973 (4); 1974 (4); 1975 (4); 1976 (3); 1977 (2); 1978 (0).

Zusätzlich wurden 37 Siedlungsdichteanalysen verschiedener Autoren aus dem europäischen Verbreitungsareal der Art ausgewertet (vgl. Tab. 4). Um zu einer Bewertung unterschiedlicher Habitate zu gelangen, wurde auch hier die mittlere Siedlungsdichte (s.o.) gebildet (Abundanz und Dominanz wurden nur gebildet,

wenn für einen Typus mindestens drei verschiedene Erhebungen vorlagen). Eine entsprechende Aufschlüsselung der Abundanzen ermöglicht eine Gliederung der Habitattypen nach ihrer Eignung als Lebensraum für *A. trivialis* (vgl. Tab. 5). Es ist jedoch zu betonen, daß in dieser Aufstellung zahlreiche Habitattypen fehlen, die für das europäische Verbreitungsgebiet charakteristisch sind. So liegen in der Literatur offenbar kaum oder keine Angaben für typische Baumpieperhabitatem wie z.B. Moore, Heiden, subalpine Lärchenwälder, Pappel- oder Birkenwälder vor. Wie einzelne Erhebungen für diese Biotope aber vermuten lassen (vgl. z.B. BERG—SCHLOSSER 1975), kann die Art hier sehr hohe Siedlungsdichten erreichen.

Abb. 8 legt die Vermutung nahe, daß die mittlere Siedlungsdichte mit zunehmender Größe der Untersuchungsfläche sinkt, d.h. daß die Art auf kleinen Kontrollflächen höhere Abundanzen erreicht als auf größeren. Als Erklärung ist denkbar, daß kleine Flächen (z.B. inselartige, isolierte Auflichtungen, Kahlschläge) eine »Magnetwirkung« ausüben, wenn sie alle erforderlichen Reviermerkmale (vgl. Kap. 4.1) aufweisen und zur Nahrungssuche erforderliche, angrenzende oder auch weiter entfernt liegende Aktionsräume aufgesucht werden können. In diesem Fall werden Flächen, die die Reviermerkmale im engeren Sinn nicht oder nur unvollständig enthalten, sozusagen rundherum »mitbenutzt«. In größeren, homogen strukturierten Biotopen dagegen können sich die Individuen besser verteilen und ein größeres Revier, das auch Aktionsräume enthält, beanspruchen. Für die Praxis bedeutet das, daß man hinreichend große Probeflächen (> 5 ha) untersuchen sollte, um Siedlungsdichten für bestimmte Biotope verallgemeinern zu können.

Tab. 5: Zusammenstellung der für unterschiedliche Biotope ermittelten mittleren Abundanzen und Dominanzen nach Literaturangaben.

Tab. 5: Compilation of the mean densities and dominances for different habitats (calculated from Tab. 4).

Habitattypen	$\bar{x}-\sigma/\text{ha}$	$\bar{x}-\text{Dominanz}$	Anzahl der Untersuch.
Kahlschläge und Aufforstungsflächen	0,83	—	6
Eichenreinbestände	0,40	7%	3
Halbtrockenrasen, Brachflächen und Streuobstwiesen	0,38	—	3
Auwälder	0,31	2,7%	3
Kiefernforsten	0,24	5,7%	11
Buchenwälder	0,20	3,9%	7
Eichen-Hainbuchenwälder	0,15	1,5%	4
Feldflur mit Baumgruppen	0,09	—	3

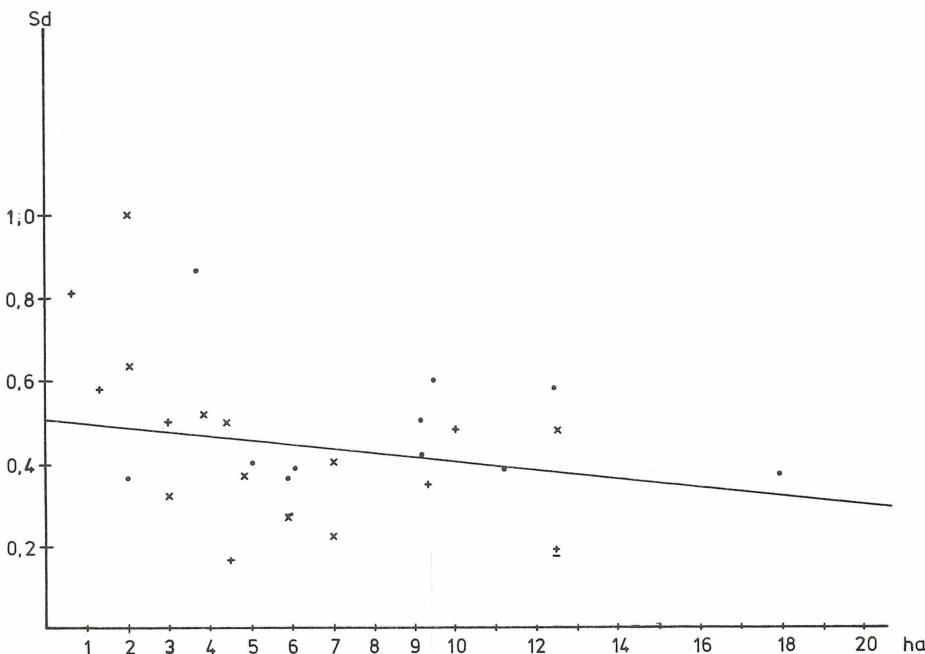


Abb. 8: Beziehung zwischen der Flächengröße (ha) und der mittleren Siedlungsdichte (Sd, näheres s. Text). Es ergibt sich: $y = 0,52 - 0,011 x$; $r = -0,22$; $B = 0,05$. x = Kahlschläge EF; + = Kahlschläge SW; o = Eichenbaumhölzer; ± = Trockentäler.

Fig. 8: Relationship between size of area (ha) and the mean population density (Sd, for details see text). As shown: $y = 0,52 - 0,011 x$; $r = -0,22$; $B = 0,05$. x = Clearings EF; + = Clearings SW; o = Sparse oak-woods; ± = Dry valleys.

4.3 Bestandsentwicklung

Die Bestandsentwicklung des Baumpiepers im Untersuchungsgebiet zeigt keinen klaren Zu- oder Abnahmetrend ($r = -0,127$, $p > 0,05$, vgl. Abb. 9). Für diesen insektenfressenden Transsaharazieher lässt sich also – im Gegensatz zu den Befunden an anderen Arten (z.B. WINK 1974, BERTHOLD & QUERNER 1979) – aus den vorliegenden Zahlen kein übermäßiger Rückgang konstatieren.

Bezogen auf den Vorjahresbestand schwankte die Zahl der Baumpieper zwischen +27% (1978/79) und -33% (1981/82), im Mittel etwa 16,3%. Der Bestand weist 1980 ein deutliches Maximum auf. Ein Vergleich der Teilflächen von SW und EF zeigt folgendes Bild: In SW schwankte die Anzahl der Vögel bezogen auf den Vorjahresbestand zwischen +36,4% (1979/80) und -50% (1981/82), im Mittel 26,4%. In EF schwankten die Werte zwischen +38% (1978/79) und -27% (1981/82), im Mittel 17,3%. Tab. 6 gibt die Mittelwerte, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten für Teilflächen und das gesamte Untersuchungsgebiet während der verschiede-

*Brutpaare/
breeding pairs*

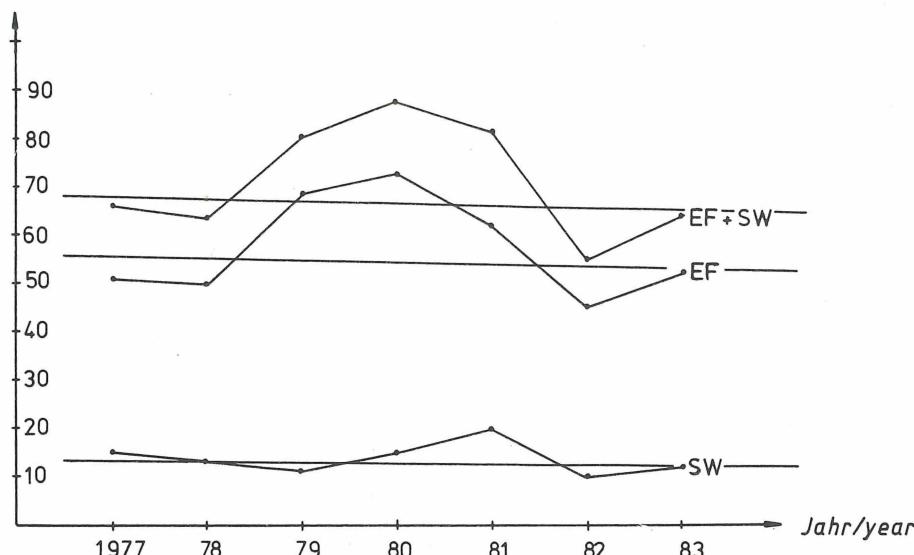


Abb. 9: Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*A. trivialis*) 1977-1983 im gesamten Untersuchungsgebiet (EF + SW) sowie auf den Teilstücken (näheres s. Tab. 6). Es ergibt sich für EF + SW: $y = 68,3 - 0,714x$; $r = -0,127$; $B = 0,016$; für EF: $y = 55,4 - 0,5x$; $r = -0,102$; $B = 0,014$; für SW: $y = 12,85 - 0,21x$; $r = -0,137$; $B = 0,019$.

Fig. 9: Graph showing population development of the Tree Pipit (*A. trivialis*) from 1977-1983 for the whole research area and the area subdivisions. As shown: for EF + SW: $y = 68,3 - 0,714x$; $r = -0,127$; $B = 0,016$; for EF: $y = 55,4 - 0,5x$; $r = 0,102$; $B = 0,014$; for SW: $y = 12,85 - 0,21x$; $r = -0,137$; $B = 0,019$.

Tab. 6: Bestand des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) im Untersuchungsgebiet in den verschiedenen Jahren. Mittelwert (\bar{x}), Standardabweichung (s) und Variations-Koeffizient (V) werden für das gesamte Untersuchungsgebiet, die Teilstücke EF und SW sowie für verschiedene Biotoptypen angegeben.

Tab. 6: Tree Pipit population in the research area in different years. Mean value (\bar{x}) Standard deviation (s) and coefficient of variation (V) are given for the whole area, the individual areas (EF, SW) and for the different types of habitat.

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	$\bar{x} \pm s$	V
Gesamtbestand	—	—	66	63	80	88	82	55	64	$71,1 \pm 12,1$	17,1%
Eingerfeld (EF)	—	—	51	50	69	73	62	45	52	$57,4 \pm 10,6$	18,5%
Schwarzenrab. (SW)	13	17	15	13	11	15	20	10	12	$14 \pm 3,1$	22,3%
Eichenbaumhölzer	—	—	27	30	40	44	33	29	33	$33,7 \pm 6,2$	18,3%
Kahlschläge	—	—	22	24	28	21	25	16	15	$21,6 \pm 4,7$	21,9%
Trockentäler	—	—	3	2	2	3	3	3	1	$2,4 \pm 0,8$	32,8%

denen Jahre an. Die Erwartung, daß die Populationen in den stabilen Eichenbaumholzbiotopen weniger schwanken als in den labilen Kahlschlagbiotopen, wird bestätigt. Während der Bestand in den Eichenbaumhölzern annähernd konstant blieb ($r=0,11$), zeigen die Kahlschlagbiotope einen leichten, statistisch nicht gesicherten Rückgang ($r=-0,654$, vgl. Abb. 10).

Der Bestand des Baumpiepers scheint weniger stark zu fluktuieren als der des Wiesenpiepers. HÖTKER (briefl.) gibt für eine acht Jahre lang untersuchte Population aus dem Gebiet der Elseniederung bei Osnabrück einen Variationskoeffizienten von 32,7% (Extreme bezogen auf den Vorjahresbestand: +39,2% und -26,8%) an. Er weist allerdings darauf hin, daß seine Kontrollflächen in diesem Zeitraum erheblichen Veränderungen unterworfen waren (Straßenbau, Gewerbegebiete). Auch die



Abb. 10: Bestandsentwicklung des Baumpiepers 1977–1983 in Eichenbaumhölzern und auf Kahlschlägen (näheres s. Tab. 6). Es ergibt sich für die Eichenbaumhölzer: $y = 32,43 + 0,32 x$; $r = 0,11$; $B = 0,012$; für die Kahlschläge (EF, SW): $y = 27,3 - 1,43 x$; $r = -0,654$; $B = 0,427$.

Fig. 10: Graph showing population development of the Tree Pipit from 1977-1983 in the sparse oakwoods and the clearings (for details see Tab. 6). As shown for the sparse oakwoods: $y = 32,43 + 0,32 x$; $r = 0,11$; $B = 0,012$; for the clearings (EF, SW): $y = 27,3 - 1,43 x$; $r = -0,654$; $B = 0,427$.

Durchzugszahlen von *A. trivialis* und *A. pratensis* am Randecker Maar/Schwäbische Alb sprechen dafür, daß Baumpieperbestände schwächer fluktuierten. Während das Verhältnis von kleinster und größter Jahressumme an dieser Beobachtungsstation beim Baumpieper 1:1,5 betrug, lag das Verhältnis beim Wiesenpieper bei 1:3,0 (GATTER 1978).

5. Diskussion

Im Hinblick auf die Siedlungsdichte ist festzustellen, daß der Baumpieper in den verschiedensten Habitaten siedelt und zwar auf Freiflächen ebenso wie in geschlossenen Gehölzbeständen. Auch wenn eine quantitative Analyse des Faktorengefüges von Baumpieperlebensräumen noch aussteht (VON DER DECKEN, LOSKE & PRÜNTE in Vorb.), werden die Aussagen von VON DER DECKEN (1970) durch die vorliegende Untersuchung bestätigt. Alle im Untersuchungsgebiet registrierten Habitatarten mit einer mittleren Siedlungsdichte $> 0,3 \text{ ♂/ha}$ erfüllen in geradezu klassischer Weise die Kriterien von VON DER DECKEN (l.c.), nämlich das Vorhandensein von Singwarten, Grasbulten, Anflugstellen und ausreichender Helligkeit. Insbesondere Kahlschläge scheinen, vor allem wenn sie »Überhälter« (Sing- und Beobachtungswarten!) aufweisen, eine Art Optimalhabitat darzustellen. Allerdings sind lichte Wälder, sofern sie ein ausreichendes Angebot an Bultengräsern (Nestüberbau!) zeigen, ebenfalls zu den Baumpieperhabitaten zu rechnen, auf denen sehr hohe Abundanzen erreicht werden. Die typischen Singflüge werden hier ober- und unterhalb des Kronenraumes durchgeführt. Auch eine weite Teile Mitteleuropas berücksichtigende Betrachtung (vgl. Tab. 5) unterstreicht die herausragende Bedeutung von Kahlschlägen und Aufforstungsflächen als Baumpieperhabitat. In Sussex/GB z.B. fielen allein 209 (47%) von 444 festgestellten Baumpieperrevieren unter diese Habitatkategorie (HUGHES 1974).

Über die Fluktuationsrate von Passeres ist bisher offenbar wenig bekannt. BERTHOLD & QUERNER (1979) ermittelten in einer fünfjährigen Studie im Rahmen des »Mettnau-Reit-Illmitz«-Fangprogrammes (vgl. BERTHOLD & SCHLENKER 1975) an etwa 40 Kleinvogelarten eine mittlere Fluktuationsrate (ausgedrückt als Variationskoeffizient) von 38%. Die Autoren schätzen, daß sich die Fluktuationsraten bei europäischen Kleinvogelpopulationen relativ unabhängig von Zugverhalten und geographischer Breite bei weitgehend stabilen Populationsverhältnissen in einer Größenordnung von 20-30% bewegen.

Im Gegensatz zu diesen aus Zugfangdaten berechneten Fluktuationsraten, die Nachbrutzzeitbestände summarisch miteinander vergleichen, scheinen exakte und langjährige Brutbestandsaufnahmen mit ausreichendem Stichprobenumfang nur für wenige Arten vorzuliegen. Literaturdaten gibt es bisher offensichtlich nur für folgende Arten: Fitis (*Phylloscopus trochilus*): 8,5% in 7 Jahren (TAINEN 1983), Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*): 15% in 16 Jahren (v. HAARTMANN 1971), Uferschwalbe (*Riparia riparia*): 24,2% in 8 Jahren (KUHNEN 1975), Mehlschwalbe (*Delichon urbica*): ca. 30% in 10 Jahren (GUTSCHER in BERTHOLD & QUERNER 1979).

BERTHOLD & QUERNER (l.c.) halten die bei Brutvogelerfassungen nach den Zensus — Richtlinien ermittelten Fluktuationsraten — vor allem bei großem Stichprobenumfang — für zu niedrig. SVENSSON (1978) vergleicht die Fluktuationsraten von 8 Passeres nach Zugfangdaten und der Zensus — Methode und stellt fast durchweg gewaltige Unterschiede fest. Beim Baumpieper gibt er für Fangdaten einen Variationskoeffizienten von 55%, für die Zensus — Methode einen von nur 5% an. Demnach könnte man BERTHOLD & QUERNER l.c. zustimmen, die vermuten, daß die langfristigen Fluktuationsraten stabiler Kleinvogelbestände im Mittel zwischen den in Zugfangprogrammen und den bei Brutvogelerhebungen festgestellten Werten liegen.

Die vorgelegten Befunde am Baumpieper ($VC=17,1\%$) verdeutlichen, daß *A. trivialis* zu den schwächer im Bestand fluktuierenden Arten zu zählen ist. Die Annahme, daß der Bestand von Arten mit 2 oder 3 Bruten stärker als von solchen mit einer Brut schwankt, scheint bisher noch nicht quantitativ belegt zu sein. Der Vergleich Baumpieper/Wiesenpieper ($VC=17/33\%$) scheint für diese Annahme zu sprechen: Während *A. trivialis* in Westfalend i.d.R. nur eine Brut durchführt (LOSKE in Vorb.), stehen dem im Schnitt 2,3 Jahresbruten von *A. pratensis* gegenüber (HÖRTKER & SUDFELDT 1982). Weitere langfristige Studien zur Frage der Fluktuation von Kleinvogelbeständen wären auch unter Berücksichtigung dieser Frage von großem Interesse.

Literatur

- ADLER, C. (1979): Ergebnisse 6jähriger Siedlungsdichteuntersuchungen in einem Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*) des Deisters/Niedersachsen. — Proc. VI Int. Con. Bird Census Work: 114-119. — BERG-SCHLOSSER, G. (1972): Quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel des Roten Moores in der Rhön (Brutperiode 1970 und 1971). *Luscinia* 41: 233-241. — BERG-SCHLOSSER, G. (1975): Ökologie und Siedlungsdichte der Brutvögel des Schwarzen Moores in der Rhön (Brutperiode 1971-1973). *Anz. orn. Ges. Bayern* 14: 273-295. — BERNDT, R. & M. FRANTZEN (1974): Katastrophaler Rückgang der Rohrsänger bei Braunschweig. *Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz* 14: 48-54. — BERTHOLD, P. (1972): Über Rückgangerscheinungen und deren mögliche Ursachen bei Singvögeln. *Vogelwelt* 93: 216-226. — BERTHOLD, P. (1973): Über starken Rückgang der Dorngasmücke (*Sylvia communis*) und anderer Singvogelarten im westlichen Europa. *J. Orn.* 114 (3): 348-360. — BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Orn.* 117: 1-69. — BERTHOLD, P. & R. SCHLENKER (1975): Das »Mettmau-Reit-Illmitz«-Programm — ein langfristiges Vogelfangprogramm der Vogelwarte Radolfzell mit vielfältiger Fragestellung. *Vogelwarte* 28: 97-123. — BERTHOLD, P. & U. QUERNER (1979): Über Bestandsentwicklung und Fluktuationsrate von Kleinvogelpopulationen: Fünfjährige Untersuchungen in Mitteleuropa. *Ornis Fennica* 56: 110-123. — BLASCHKE, W. & K. LEHMANN (1975): Zur Siedlungsdichte der Vogelarten auf aufgeforsteten Kippenflächen in der Niederlausitz. Naturschutzarbeit in Berlin u. Brandenburg 11: 43-44. — BOSSELMANN, J. (1975): Die Brutvögel des Bauernberges. — Beitr. Landespl. Rhld.-Pfalz, Beiheft 4: 365-378. — BRAUN, M. (1974): Zum Vorkommen des Baumpiepers im Raume Nassau. Unveröff. Mskr. — BRENNEMECKE, R. (1972): Der Brutvogelbestand eines Eichenforstes (Altholz) im Kerngebiet des eigentlichen Flechtinger Höhenzuges (Kreis Haldensleben) 1971. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 5: 51-54. — BUSSE, P. (1973): Dynamics of numbers in some migrants caught at Polish Baltic coast 1961-1970. *Not. Orn.* 14: 1-38. — CONRADS, K. (1978): Vögel der trockenen Biotope der Senne. — Ber. d. Naturw. Ver. Bielefeld, Sonderheft: 169-180. — DALBERG PETERSEN, F. (1976): Changes in numbers of migrants ringed at Danish bird observatories during the years 1966-1975. *Dansk. orn. Foren. Tidsskr.* 70: 17-20. — DECKEN, H. - H. VON DER (1970): Zur Ökologie und Ethologie des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) nach Untersuchungen im Teutoburger Wald. — Examsarbeit aus dem Biol. Seminar der PH Bielefeld, unveröffentlicht. — DIERSCHKE, F. (1951): Die Vogelbestände einiger Erlenbruchwälder Ostpreußens und Niedersachsens. *Orn. Abhdl.* Heft 10: 3-32. — DIERSCHKE, F. (1968): Vogelbestandsaufnahmen in Buchenwäldern des Wesergebirges im Vergleich mit Ergebnissen aus Wäldern der Lüneburger Heide. *Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem. NF* 13: 172-174. — DIERSCHKE, F. (1976): Auswirkungen der Sturmschäden vom 13. 11. 1972 auf die Sommervogelbestände in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. *Vogelwelt* 97: 1-15. — DORNBUSCH, M. (1971): Zur Brutvogel-Siedlungssicht in Kiefernforsten mit Bemerkungen zur Auswertungsmethodik. *Mitt. IG Avifauna DDR*, Nr. 4: 3-11. — EDELSTAM, C. (1972): The visible migration of birds at Ottenby, Sweden. *Var fagelv. Suppl.* 7. — FERGUSSON-LESS, I.J. (1978): The European Atlas: pipits. *Brit. Birds* 71: 245-254. — FRANZ, A. & J. SARTOR (1979): Die Vögel des Siegerlandes. — Selbstverlag. — GATTER, W. (1978): Planbeobachtungen des sichtbaren Zuges am Randecker Maar als Beispiel ornithologisch-entomologischer Forschung. *Vogelwelt* 99: 1-20. — GILLER, F. (1969): Der Sukzessionsverlauf nach einem großen Fichtenkahlschlag im Hochsauerland. *Natur u. Heimat* 29: 16-19. — GILLER, F. (1970): Avifaunistische Bestandsaufnahmen im Rheinischen Braunkohlengelände der Ville (Lüblicher Wald — Seengebiet). *Charadrius* 6: 120-130. — GLUE, D.E. (1970): Extent and possible causes of a marked reduction in populations of the Common Whitethroat (*Silvia communis*) in Great Britain in 1969. — *Abstr. XV Congr. Internat. Orn.*, Den Haag: 110-112. — HAARTMANN, V., L. (1971): Population dynamics. — In: FARNER, D.S. & J.R. KING (Hrsg.): *Avian Biology*, Vol. 1: 391-459. New York und London. — HEIDECKE, D. (1972): Die Siedlungsdichte der Brutvögel einer Pappelpflanzung im Gerlebogker Teichgebiet. *Mitt. IG Avifauna DDR*, Nr. 5: 25-40. — HÖTKER, H. (1980): Revierinbesitznahme und Dauer der Revierbesetzung beim Wiesenpieper (*Anthus pratensis*). — Unveröff. Mskr. — HÖTKER, H. & C. SUDFELDT (1982): Untersuchungen zur Brutbiologie des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). — *J. Orn.* 123: 183-201. — HUGHES, S.W.M. (1974): Tree pipit breeding habitats in Sussex. — *Brit. Birds* 67: 390-391. — JACOBY, H., G. KNÖTZSCH & S. SCHUSTER (1970): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Orn. Beob.*, Beih. zu Band 67: 190-191. — JANSEN, W. (1972): Ökologische Analyse des Brutvogelbestandes ausgewählter Probeflächen im Eichen-Hainbuchenwald des Staatsforstes Hasbruch. *Oldenburger Jb.* 72: 141-174. — KIRCHHOFF, K. (1972): Der Brutvogelbestand des Ohlkühlenmoors (Hamburg-Hummelsbüttel) von 1967-1970. *Hamb. Avif. Beitr.* 10: 83-88. — KUHNEN, K.

(1975): Bestandsentwicklung, Verbreitung, Biotop und Siedlungsdichte der Uferschwalbe (*Riparia riparia*) 1966-1973 am Niederrhein. Charadrius 11: 1-24. — KÖNIG, H. (1968): Die Vogelbestände einiger Bestandstypen des Kiefernforstes und der Calluna- und Grasheide in den Thekenbergen (Kreis Halberstadt) in den Jahren 1961-1963. Naturkd. Jber. Mus. Heineanum III: 67-98. — LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanning im Berggebiet. Orn. Beob. 78: 137-192. — MAASJOST, L. in: PEITZMEIER, J. (1969): Avifauna von Westfalen. — Münster: 13-23. — MARCHANT, J. (1983): Bird population changes for the years 1981-1982. Bird study 30: 127-133. — MEY, E. (1971): Der Brutvogelbestand eines Rotbuchen-Altholzes im Thüringer Wald. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 4: 35-38. — MULSOW, R. (1980): Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bio-Indikatoren — am Beispiel ausgewählter Vogelgemeinschaften im Raum Hamburg. Hamb. Avif. Beitr. 17: 270 S. — OELKE, H. (1968): Ökologisch-siedlungsbiologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Peiner Moränen- und Lößgebiet, mittleres-östliches Niedersachsen). Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem. Rinteln N.F. 13: 126-171. — OELKE, H. (1977): Vogelsiedlungsdichte und ornitho-ökologische Differenzierungen der Laubwälder und Laubholzanlagen des Westharzes. Int. Symp. Vegetationsk., Vaduz. — RIDDIFORD, N. (1983): Recent declines of Grasshopper Warblers (*Locustella naevia*) at British bird observatories. Bird Study 30: 143-148. — RUWET, J. (1959): Aspects du problème du Cantonnement chez des oiseaux de la Réserve de Genk. Le Gerfaut 49: 184-186. — SCHÄCK, R. (1981): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Vögel in einem naturnahen Waldgebiet (Kottenforst bei Bonn). Beitr. Avif. Rhld. 14, 111 S. — SCHERNER, R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogelbestandsaufnahmen. Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 3: 145-175. — SCHNEIDER, R. (1969): Die Siedlungsdichte der Vögel einer Bruchlandschaft im nördlichen Harzvorland im Jahre 1962. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 2: 3-12. — SCHOLZ, M. (1972): Untersuchungen zur Siedlungsdichte und Reviergröße der Vögel in einem Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*) in Cappenberg bei Lünen. Vogelwelt 93: 121-133. — SELLIN, D. (1975): Der Brutvogelbestand eines Kiefernforstes in der Lubminer Heide. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 7: 83-87. — STEIN, H. (1968): Siedlungsdichteuntersuchung in einem Auwald bei Magdeburg. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 1: 29-39. — SVENSSON, S.E. (1978): Efficiency of two methods for monitoring bird population levels: Breeding bird censuses contra counts of migrating birds. Oikos 30: 373-386. — TIAINEN, J. (1983): Dynamics of a local population of the Willow Warbler (*Phylloscopus trochilus*) in southern Finland. Ornis Scand. 14: 1-15. — VAN HECKE, P. (1979): Verhalten, Nest und Neststandort des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*). J. Orn. 120: 265-279. — VEROMANN, H. (1979): Vorläufige Ergebnisse der Vogelbestandsaufnahmen in den Überschwemmungsgebieten des Flusses Kasari (Estnische SSR). Proc. VI Int. Con. Bird Census Work, 230-239. — VIDAL, A. (1975): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Vogelwelt einiger Waldflächen im Raum Regensburg. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 181-195. — WILLIAMSON, K. (1972): The conservation of bird life in the new coniferous forests. Forestry 45: 87-100. — WINK, M. (1974): Veränderung des Brutvogelbestandes der Siegniederung bei Bonn in den vergangenen 14 Jahren (1960-1973). Vogelwelt 95: 121-137. — WINSTANLEY, D., R. SPENCER & K. WILLIAMSON (1974): Where have all the whitethroats gone? — Bird Study 21: 1-14. — WODNER, D., J. POMREHN & U. REDER (1971): Der Brutvogelbestand einer Rotbuchen-Untersuchungsfläche auf dem Eichsfeld. — Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 4: 77-82. — WODNER, D. (1975): Der Brutvogelbestand eines Eichenrestwaldes bei Heuthen auf Eichsfelder Muschelkalk. Mitt. IG Avifauna DDR, Nr. 7: 77-82.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt](#)

Jahr/Year: 1985

Band/Volume: [7](#)

Autor(en)/Author(s): Loske Karl-Heinz

Artikel/Article: [Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers \(*Anthus t. trivialis*\) in Mittelwestfalen 135-154](#)