Verbreitung und Bestandsdichte von Uferschnepfe *(Limosa limosa)*, Rotschenkel *(Tringa totanus)*, Bekassine *(Gallinago gallinago)* und Austernfischer *(Haematopus ostralegus)* 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung – Bewertung der Ergebnisse im Vergleich zu Untersuchungen aus den Jahren 1981 und 1982

T. Gall

GALL, T. (1995): Verbreitung und Bestandsdichte von Uferschnepfe *(Limosa limosa)*, Rotschenkel *(Tringa totanus)*, Bekassine *(Gallinago gallinago)* und Austernfischer *(Haematopus ostralegus)* 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung – Bewertung der Ergebnisse im Vergleich zu Untersuchungen aus den Jahren 1981 und 1982. Corax 16: 177-195

1993 ergab eine großflächige Kartierung der Eider-Treene-Sorge-Niederung folgende Bestandsgrößen: Uferschnepfe 376, Rotschenkel 129, Bekassine 57 und Austernfischer 68 Revierpaare.

Uferschnepfe und Rotschenkel besiedelten die Eider-Treene-Sorge-Niederung in der gleichen Größenordnung wie zu Beginn der achtziger Jahre. Während die Uferschnepfe wie vor 11 Jahren schwerpunktmäßig den Osten der Niederung nutzte, verlagerte der Rotschenkel seinen Verbreitungsschwerpunkt vom Ost- in den Westteil. Es wird davon ausgegangen, daß die Populationen dieser beiden Wiesenvogelarten noch in der Lage sind, sich ausreichend zu reproduzieren.

Der Bestand der Bekassine ging seit den achtziger Jahren drastisch zurück, und es ist anzunehmen, daß die Bekassine in naher Zukunft aus dem Artenspektrum der Wiesenvogelgemeinschaft in der Eider-Treene-Sorge-Niederung verschwinden wird. Die Population der Niederung ist offenbar schon seit einigen Jahren nicht mehr in der Lage, sich ausreichend zu reproduzieren.

Der Austernfischer nahm in der Eider-Treene-Sorge-Niederung seit 1982 stark zu. Die Ausbreitung verläuft von Gebieten im Westen Schleswig-Holsteins nach Osten. Dies wird durch die Tatsache dokumentiert, daß 1993 der Westen der Niederung wesentlich dichter als der Osten besiedelt war.

Thomas Gall, Staatliche Vogelschutzwarte Schleswig-Holstein/Institut für Haustierkunde der Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

1. Einleitung

Seitdem erkannt worden ist, daß die Intensivierung der Landwirtschaft eine der Hauptursachen für den Rückgang unserer Vogelbestände ist, wird die Notwendigkeit, Bestandsveränderungen unserer Avifauna zu dokumentieren, immer wieder betont (BAUER & THIELCKE 1982, HÖLZINGER 1987, MARCHANT et al. 1990).

Vor 1981 gab es keine großflächig, nach einer standardisierten Methode durchgeführten Brutbestandsaufnahmen von Wiesenvögeln aus der Eider-Treene-Sorge-Niederung (KUSCHERT 1983). Es lagen lediglich einige Bestandsschätzungen aus diesem Gebiet vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1975, 1977). Die Niederung wurde erstmals 1981 großflächig auf ihre Wiesenvogelbestände hin untersucht (KUSCHERT 1983). 1982 wurden die Kartierungen auf wesentlich größerer Fläche fortgeführt (ZIESEMER 1982, 1986).

Ziel der Arbeit ist, die Bestände von Uferschnepfe, Rotschenkel, Bekassine und Austernfischer in der Eider-Treene-Sorge-Niederung zu ermitteln und vor allem deren Entwicklung seit Anfang der achtziger Jahre zu beurteilen. Besonderes Gewicht wird auf die Erarbeitung von Bestandstrends und weniger auf die Ermittlung der realen Bestandsgrößen gelegt. Angemerkt sei aber, daß sich die untersuchten Arten in der Brutzeit so auffällig verhalten, daß, vielleicht mit Ausnahme der Bekassine (SMITH 1981), die ermittelten Revierpaarzahlen vermutlich in vergleichbaren Größenordnungen wie die der realen Bestände liegen.

Seit den Arbeiten von KUSCHERT (1981) und ZIESEMER (1982) führten verschiedene Autoren (HANEL 1986, GRÜNKORN 1987, WITT 1989, LUGERT 1991 a, b) Untersuchungen zum Bestand einiger Wiesenvogelarten in der Eider-Treene-Sor-

ge-Niederung durch. Dies geschah jedoch in verschiedenen Jahren und auf wechselnden Flächen unterschiedlicher Größe. Zudem wurden voneinander abweichende, zum Teil nicht standardisierte Methoden verwendet. Die Interpretation der Ergebnisse dieser Untersuchungen hinsichtlich der Bestandsentwicklung der Wiesenvögel in der Eider-Treene-Sorge-Niederung im Verlauf der letzten Jahre ist deshalb kaum möglich. Aus diesem Grund verwendete ich exakt die von ZIESEMER 1982 benutzte Methode, um Bestandstrends für die oben genannten Arten für die gesamte Niederung erarbeiten und beurteilen zu können.

Für die Hilfe bei den Feldarbeiten habe ich I. HAMMERMÜLLER, C. MEYER UND N. WIEBE zu danken. Für vielfältige Diskussionen und die Unterstützung bei der statistischen Auswertung danke ich Dr. R. TIEDEMANN. Für die bislang nicht ausgewerteten Daten zur Verbreitung des Austernfischers 1982 sowie die Unterstützung bei der Durchführung der Arbeit bin ich Dr. F. ZIESEMER dankbar. N. WIEBE sah das Manuskript kritisch durch und fertigte die englische Zusammenfassung an. Das Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein hat meine Untersuchungen finanziert.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Die 1993 von mir untersuchten Flächen in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (ETS-Niederung) entsprechen dem von ZIESEMER 1982 untersuchten Gebiet. Das Untersuchungsgebiet umfaßt 15.189 ha und ist damit wesentlich größer als die von KUSCHERT 1981 untersuchte Fläche (8.440 ha). Die genauen Grenzen des Untersuchungsgebietes sind aus der Abbildung 1 zu entnehmen. Auf die Entstehung, die Entwicklung und die heutige Situation der ETS-Niederung ist KUSCHERT (1983) ausführlich eingegangen.

Um das Gebiet besser bearbeiten zu können und die gewonnenen Daten einer statistischen Analyse zugänglich zu machen, gliederte ich die Gesamtfläche in 26 Teilgebiete verschiedener

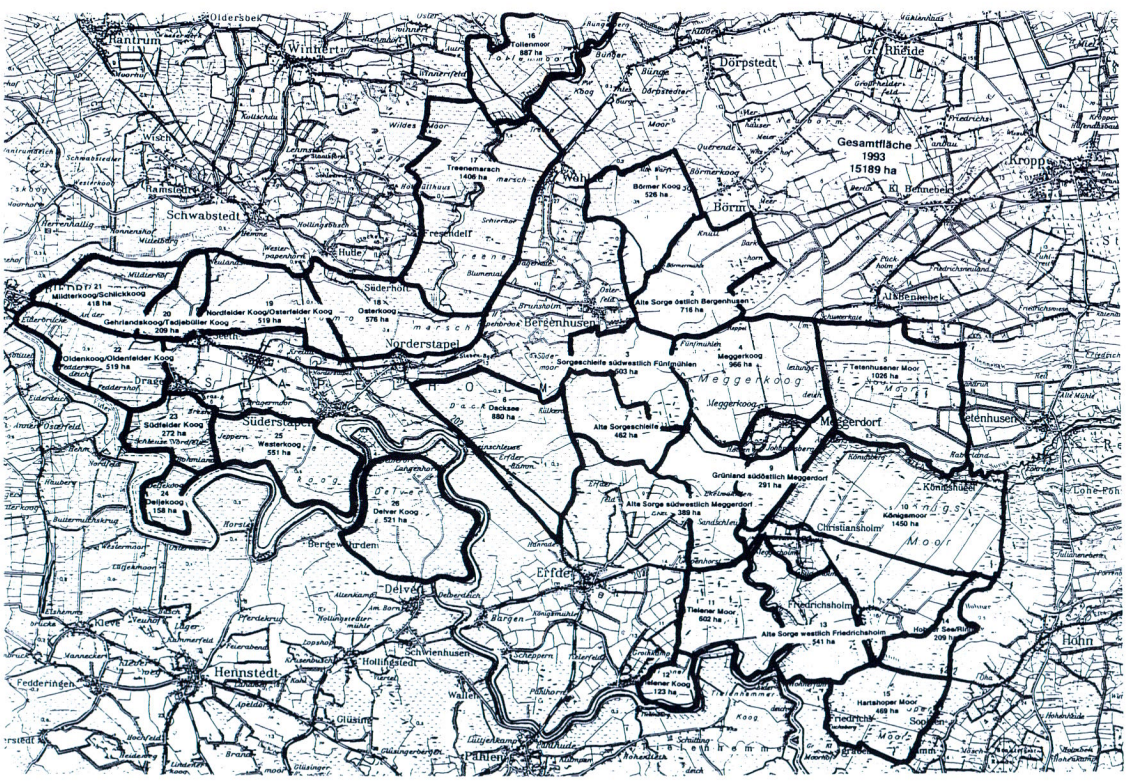

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (Gebiete 1-26, s. Tab. 1)

Fig. 1: The study area (study sites 1-26 see Table. 1)

Größe. Dabei hielt ich mich an in der Landschaft vorhandene Grenzen sowie die Gebietseinteilung von KUSCHERT (1983). Ausdehnung und Lage der 26 Teilflächen können Abbildung 1 und Tabelle 1 entnommen werden.

2.2 Methode

1993 untersuchte ich die Bestandsgrößen und die Verbreitung von Uferschnepfe, Rotschenkel, Bekassine und Austernfischer in der ETS-Niederung. Um einen Vergleich der von mir ermittelten Revierpaarzahlen (RP) mit denen von ZIESEMER aus dem Jahr 1982 zu ermöglichen, hielt ich mich an die von ihm und KUSCHERT (1983) angewandte Kartierungsmethode. Während ZIESEMER das Gebiet einmal kontrollierte, führte ich, wie KUSCHERT, drei Kontrollen durch. Aufgrund des dichten Wegenetzes waren die Kontrollen fast vollständig von den Wegen aus mit dem Pkw möglich. Um die Zahl der RP zu ermitteln, hielt ich etwa alle 150-300 m an und kontrollierte die umliegenden Flächen mit dem Fernglas (10 x 40). Als RP trug ich alle Altvögel in Tageskarten ein, deren Verhalten auf eine Brut hinwies (Balz, Kopulation, Warnen, Verleiten). Als Grundlage für die Kartierung verwendete ich die Topographische Karte 1 : 25.000. Angemerkt sei, daß die hier verwendete Kartierungsmethode den niederländischen „Anleitungen zum Kartieren von Brutvögeln", herausgegeben von SOVON, genügen würde (VAN DIJK 1993).

Damit es im Verlauf meiner Untersuchung möglichst nicht zu Verlagerungen von Revieren, verursacht durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung, kommen konnte, legte ich die Kontrollen so, daß sie weitgehend in der Zeit nach dem Abschluß der Frühjahrsbearbeitung und vor dem Beginn der Mahd oder dem Schlüpfen der Jungvögel lagen.

Bei der Auswertung meiner Kontrollen bin ich etwas anders als KUSCHERT (1983) vorgegangen: In den Teilgebieten 1-26 versuchte ich, bei der ersten Kontrolle die Zahl und die ungefähre Lage der Wiesenvogelreviere festzulegen. Der erste Kontrolldurchgang begann erst Anfang Mai, nach Abschluß der landwirtschaftlichen Frühjahrsbearbeitung. Im Verlauf der zweiten und dritten Kontrolle versuchte ich die Zahl der RP zu verifizieren. Da auch diese Kontrollen in der Bebrütungsphase und vor der Mahd lagen, stellte ich in der Regel bezüglich der Zahl der gefundenen RP pro Teilgebiet nur unwesentliche Abweichungen von der ersten Kontrolle fest. Gewertet wurde die maximal gefundene RP-Zahl pro Teilgebiet.

Zur Abschätzung des Erfassungsgrades führte ich keine eigenen Untersuchungen durch und verwende deshalb die von ZIESEMER (1982, 1986) subjektiv festgelegten Prozentsätze. Für den Austernfischer, für den ZIESEMER zwar Daten erarbeitet, diese aber selbst nicht ausgewertet hatte, schätzte ich subjektiv den Erfassungsgrad mit 90 %. ZIESEMER nimmt an, daß er 70 % der Uferschnepfen und Rotschenkel sowie 60 % der Bekassinen erfaßte.

Um zu prüfen, ob es Verschiebungen von Besiedlungsschwerpunkten innerhalb des Gesamtgebietes gegeben hat, wurde das Untersuchungsgebiet in vier Teilgebiete untergliedert (Tab. 2). Mittels des χ^2-Testes (NIEMEYER 1974) wurde jeweils für die Jahre 1982 und 1993 geprüft, ob Teilregionen der ETS-Niederung signifikant unterschiedlich besiedelt waren, beziehungsweise ob es zwischen 1982 und 1993 zu Veränderungen des Besiedlungsmodus gekommen ist.

Tab. 1: Namen und Flächengrößen der Gebiete 1-26
Table 1: Name and size of the study sites 1-26

Nr.	Gebietsname	Fläche [ha]
1	Börmer Koog	526
2	Alte Sorge östlich Bergenhusen	716
3	Sorgeschleife südwestlich Fünfmühlen	503
4	Meggerkoog	966
5	Tetenhusener Moor	1026
6	Dacksee	880
7	Alte Sorgeschleife	462
8	Alte Sorge südwestlich Meggerdorf	389
9	Grünland südöstlich Meggerdorf	291
10	Königsmoor	1450
11	Tielener Moor	602
12	Tielener Koog	123
13	Alte Sorge westlich Friedrichsholm	541
14	Hohner See/Rinne	209
15	Hartshoper Moor	469
16	Tollenmoor	887
17	Treenemarsch	1406
18	Osterkoog	576
19	Nordfelder Koog/Osterfelder Koog	519
20	Gehrlandskoog/Tadjebüller Koog	209
21	Mildterkoog/Schlickkoog	418
22	Oldenkoog/Oldenfelder Koog	519
23	Südfelder Koog	272
24	Deljekoog	158
25	Westerkoog	551
26	Delver Koog	712

Um die gefundenen Bestandstrends statistisch zu prüfen, versuchte ich, die Ergebnisse mittels des Vorzeichentestes nach DIXON & MOOD zu sichern (SACHS 1984). Inwieweit die 26 Teilgebiete sowie das Gesamtgebiet in den beiden Untersuchungsjahren unterschiedlich besiedelt waren, wurde mittels des χ^2-Testes geprüft. Für jedes Gebiet bildete ich die Differenz der Abundanzen (Revierpaare/10 ha) zwischen den Jahren 1982 und 1993. Die Differenzen aller Gebiete wurden auf Normalverteilung getestet. Hierzu wurde der Test nach KOLMOGOROFF-SMIRNOFF (K-S-Test) für die Güte der Anpassung verwendet (SACHS 1984). Ich prüfte, ob die Differenzen der Einzelgebiete signifikant stärker von der mittleren Differenz abwichen, als per Zufall zu erwarten wäre. In diesem Fall würden sich die Bestandsunterschiede in den verschiedenen Gebieten signifikant unterscheiden. Andernfalls ließe sich bei der Beurteilung der Bestandsschwankungen das Gesamtgebiet als eine Einheit betrachten, da dann Unterschiede in den Differenzen zufällig wären.

Zur statistischen Bearbeitung verwendete ich in der Regel die Originalzahlen und nicht die Ergebnisse der Hochrechnungen. Um ein signifikantes Ergebnis zu erhalten, mußten die Tests mindestens auf dem 5 %-Wahrscheinlichkeitsniveau abgesichert werden.

3. Ergebnisse

3.1 Bestand

3.1.1 Uferschnepfe

1993 kartierte ich 263 Revierpaare in der ETS-Niederung. Bei einem angenommenen Erfassungsgrad von 70 % ergeben sich 376 RP und eine Abundanz von 0,25 RP/10 ha. Die Zahl der RP nahm im Vergleich zu 1982 leicht zu (1982 = 254 bzw. 363 RP, d.s. 0,24 RP/10 ha). Die Lage der Reviere in den Jahren 1982 und 1993 ist der Abbildung 2 zu entnehmen. Im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 nahmen die Revierpaarzahlen in 11 Teilgebieten zu, in 12 ab, und in 3 Gebieten blieben sie gleich (Tab. 3). Der leicht positive Bestandstrend ließ sich statistisch nicht sichern (DIXON & MOOD n.s.). Für 5 Teilgebiete konnten mittels des χ^2-Testes signifikante Unterschiede in der Besiedlung zwischen 1982 und 1993 ermittelt werden. Im Königsmoor (Gebiet 10, Tab. 1) nahm der Bestand von 23 Revierpaaren 1982 auf 56 im Jahr 1993 höchst signifikant zu ($\chi^2 = 13{,}78$; $p \leq 0{,}1$ %). Jeweils signifikante Zunahmen registrierte ich im Nordfelder/Osterfelder Koog (Gebiet 19) und im Mildterkoog/Schlickkoog (Gebiet 21) mit 26 RP (1982 = 11; $\chi^2 = 6{,}08$; $p \leq 5$ %) und 5 RP (1982 = 0; $\chi^2 = 5$; $p \leq 5$ %). Im Osterkoog (Gebiet 18) brüteten 1993 keine Uferschnepfen mehr ($\chi^2 = 7$; $p \leq 1$ %). Im Delver Koog (Gebiet 26) kam es gleichfalls zu einer signifikanten Abnahme von 14 auf 4 RP ($\chi^2 = 5{,}56$; $p \leq 5$ %). Be-

Tab. 2: Geographische Regionen der Eider-Treene-Sorge-Niederung
Table 2: Geographical regions of the Eider-Treene-Sorge lowlands

1 [NW]		2 [SW]		3 [NO]		4 [SO]	
Geb. Nr.	**ha**	**Geb. Nr.**	**ha**	**Geb. Nr.**	**ha**	**Geb. Nr.**	**ha**
16	887	22	519	1	526	8	389
17	1406	23	272	2	716	9	291
18	576	24	158	3	503	10	1450
19	519	25	551	4	966	11	602
20	209	26	521	5	1026	12	123
21	418			6	880	13	541
				7	462	14	209
						15	469
6	**4015**	**5**	**2021**	**7**	**5079**	**8**	**4074**

zogen auf das Gesamtgebiet (Gebiete 1-26) konnte kein signifikanter Unterschied in der Besiedlung zwischen den beiden betrachteten Jahren nachgewiesen werden.

Die Differenzen der Abundanzen der 26 Teilgebiete zwischen den Jahren 1982 und 1993 wichen nicht von der Normalverteilung ab (K-S-Test; D_{max} = 0,1199 – n.s.). Die Abweichungen der Abundanzdifferenzen sind aus diesem Grund, bezogen auf das Gesamtgebiet, als zufällige Ereignisse zu werten (Abb. 3).

Der Uferschnepfenbestand ist im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 in der gesamten ETS-Niederung stabil.

3.1.2 Rotschenkel

1993 kartierte ich 90 RP in der ETS-Niederung. Bei einem angenommenen Erfassungsgrad von 70 % ergeben sich 129 RP und eine Abundanz von 0,08 RP/10 ha. Die Zahl der RP nahm im Vergleich zu 1982 leicht ab (1982 = 105 bzw. 150 RP, d.s. 0,10 RP/10 ha). Die Lage der Reviere in den Jahren 1982 und 1993 ist der Abbildung 4 zu entnehmen. Im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 nahmen die Revierpaarzahlen in 8 Teilgebieten zu, in 12 ab, und in 6 Gebieten blieben sie gleich (Tab. 4). Der leicht negative Bestandstrend ließ sich statistisch nicht sichern (Dixon & Mood n.s.). Für 5 Teilgebiete konnten mittels des χ^2-Testes signifikante Unterschiede in der Besiedlung zwischen 1982 und 1993 ermittelt werden. Im Mildterkoog/Schlickkoog (Gebiet 21, Tab. 1) nahm der Bestand von 1 RP 1982 auf 10 im Jahr 1993 hoch signifikant zu (χ^2 = 7,36; p ≤ 1 %). Jeweils signifikante Zunahmen registrierte ich im Tetenhusener Moor (Gebiet 5) und im Deljekoog (Gebiet 24) mit 5 RP (1982 = 0; χ^2 = 5; p ≤ 5 %) und 7 RP (1982 = 1; χ^2 = 4,5; p ≤ 5 %). Im Dackseegebiet (Gebiet 6) und im Gebiet „Alte Sorge westlich Friedrichsholm" (Gebiet 13) kam es zu hoch signifikanten Abnahmen (χ^2 = 7,36 und 8,00; p ≤ 1 %). Bezogen auf das Gesamtgebiet (Gebiete 1-26) konnte jedoch kein signifikanter Unterschied in der Besiedlung zwischen den beiden betrachteten Jahren nachgewiesen werden.

Die Differenzen der Abundanzen der 26 Teilgebiete zwischen den Jahren 1982 und 1993 wichen nicht von der Normalverteilung ab (K-S-Test; D_{max} = 0,2363 – n.s.). Die Abweichungen der Abundanzdifferenzen sind aus diesem Grund, bezogen auf das Gesamtgebiet, als zufällige Ereignisse zu werten (Abb. 5).

Der Rotschenkelbestand ist im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 in der ETS-Niederung stabil.

3.1.3 Bekassine

1993 kartierte ich 34 RP in der ETS-Niederung. Bei einem angenommenen Erfassungsgrad von 60 % ergeben sich 57 RP und eine Abundanz von 0,04 RP/10 ha. Die Zahl der RP nahm im Vergleich zu 1982 stark ab (1982 = 167 bzw. 278 RP, d.s. 0,18 RP/10 ha). Die Lage der Reviere in den Jahren 1982 und 1993 ist der Abbildung 6 zu entnehmen. Im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 nahmen die Revierpaarzahlen in einem Teilgebiet zu, in 21 ab, und in 4 Gebieten blieben sie gleich (Tab. 5). Der negative Bestandstrend ließ sich statistisch hoch signifikant sichern (Dixon & Mood [1 21]; p ≤ 1 %). Für 11 Teilgebiete konnten mittels des χ^2-Tests signifikante Unterschiede in der Besiedlung zwischen 1982 und 1993 ermittelt werden. In 3 Fällen kam es zu höchst signifikanten (p ≤ 0,1 %), in 4 Fällen zu hoch signifikanten (p ≤ 1 %) und in 4 Fällen zu signifikanten Abnahmen (p ≤ 5 %). Es kam in keinem Fall zu einer signifikanten Zunahme des Bekassinenbestandes. Bezogen auf das Gesamtgebiet (Gebiete 1-26) konnte eine höchst signifikante Abnahme in der Besiedlung zwischen den beiden betrachteten Jahren nachgewiesen werden (χ^2 = 88,00; p ≤ 0,1 %).

Die Differenzen der Abundanzen der 26 Teilgebiete zwischen den Jahren 1982 und 1993 wichen nicht von der Normalverteilung ab (K-S-Test; D_{max} = 0,2202 – n.s.). Die Abweichungen der Abundanzdifferenzen sind aus diesem Grund, bezogen auf das Gesamtgebiet, als zufällige Ereignisse zu werten (Abb. 7).

Der Bekassinenbestand ist im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 in der gesamten ETS-Niederung stark rückläufig.

3.1.4 Austernfischer

1993 kartierte ich 61 RP in der ETS-Niederung. Bei einem angenommenen Erfassungsgrad von 90 % ergeben sich 68 RP und eine Abundanz von 0,04 RP/10 ha. Die Zahl der RP nahm im Vergleich zu 1982 stark zu (1982 = 16 bzw. 18 RP, d.s. 0,01 RP/10 ha). Die Lage der Reviere in den Jahren 1982 und 1993 ist der Abbildung 8 zu entnehmen. Im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 nahmen die Revierpaarzahlen in 18 Teilgebieten zu, in 3 ab, und in 5 Gebieten blieben sie gleich (Tab. 6). Der positive Bestandstrend ließ sich statistisch hoch signifikant sichern (Dixon & Mood [3 18];

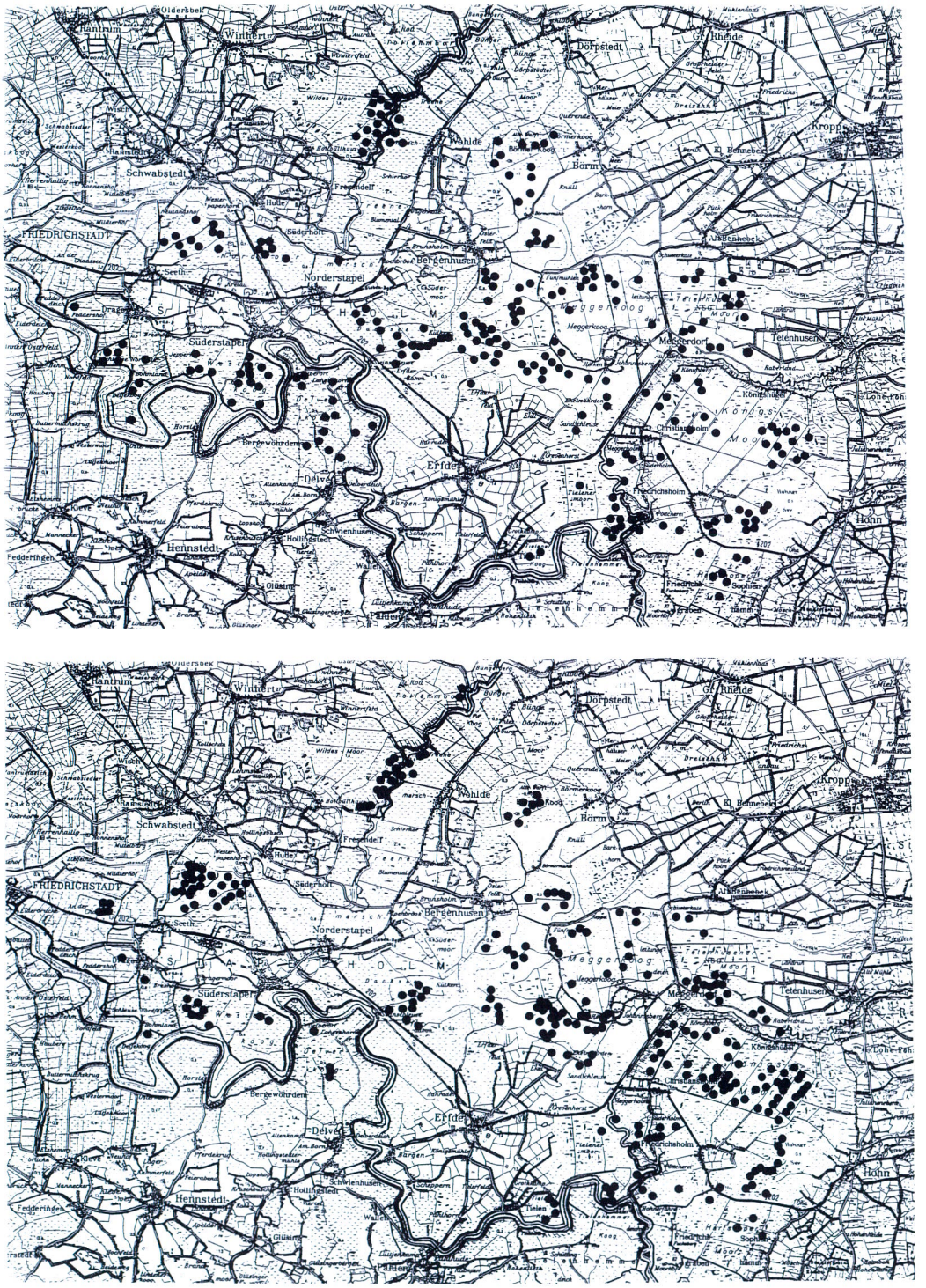

Abb. 2: Revierpaare der Uferschnepfe in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (oben: 1982 nach ZIESEMER [1982]; unten: 1993)

Fig. 2: Territorial pairs of Black-tailed Godwits in the Eider-Treene-Sorge lowlands in 1982 (upper) and 1993

$p \leq 1$ %). Für 4 Teilgebiete konnten mittels des χ^2-Testes signifikante Unterschiede in der Besiedlung zwischen 1982 und 1993 ermittelt werden. Im Westerkoog (Gebiet 25, Tab. 1) nahm der Bestand von 0 RP 1982 auf 11 im Jahr 1993 höchst signifikant zu ($\chi^2 = 11{,}00$; $p \leq 0{,}1$ %). Eine hoch signifikante Zunahme registrierte ich im Mildterkoog/Schlickkoog (Gebiet 21) mit 7 RP (1982 = 0 RP; $\chi^2 = 7$; $p \leq 1$ %). Im Meggerkoog (Gebiet 4) und im Oldenkoog/Oldenfelder Koog (Gebiet 22) kam es mit 4 und 6 RP zu signifikanten Zunahmen (1982 jeweils 0 RP; $\chi^2 = 4{,}00$ und 6,00; $p \leq 5$ %). Bezogen auf das Gesamtgebiet (Gebiete 1-26) konnte eine höchst signifikante Zunahme in der Besiedlung zwischen den beiden betrachteten Jahren nachgewiesen werden ($\chi^2 = 26{,}30$; $p \leq 0{,}1$ %).

Die Differenzen der Abundanzen der 26 Teilgebiete zwischen den Jahren 1982 und 1993 wichen nicht von der Normalverteilung ab (K-S-Test; $D_{max} = 0{,}2335$ – n.s.). Die Abweichungen der Abundanzdifferenzen sind aus diesem Grund, bezogen auf das Gesamtgebiet, als zufällige Ereignisse zu werten (Abb. 9).

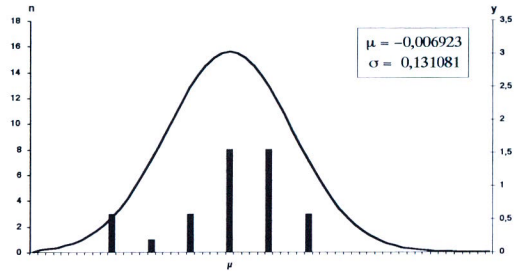

Abb. 3: Theoretische Normalverteilung (Linie) und die in Klassen eingeteilten Differenzen der Abundanzen (Säulen) der Uferschnepfe zwischen 1982 und 1993. (n = Anzahl Gebiete; μ = Mittelwert der theoretischen Normalverteilung; y = errechnete y-Werte der theoretischen Normalverteilung)

Fig. 3: Theoretical normal distribution (line) and the difference in abundance of the Black-tailed Godwit displayed in classes (columns) between the years 1982 and 1993 (n = number of sites; μ = mean of the theoretical normal distribution; y = calculated y-value of the theoretical normal distribution)

Tab. 3: Revierpaare und Abundanzen der Uferschnepfe 1982 und 1993 in der Eider-Treene--Sorge-Niederung

Table 3: Territorial pairs and abundances of the Black-tailed Godwit in 1982 and 1993 in the Eider-Treene-Sorge lowlands

Nr.	Gebietsname	1982 [n]	RP/ 10 ha	1993 [n]	RP/ 10 ha	Trend [+,±,–]
1	Börmer Koog	12	0,23	7	0,13	–
2	Alte Sorge östlich Bergenhusen	5	0,07	7	0,10	+
3	Sorgeschleife südwestlich Fünfmühlen	13	0,26	7	0,14	–
4	Meggerkoog	14	0,14	16	0,17	+
5	Tetenhusener Moor	17	0,17	19	0,19	+
6	Dacksee	18	0,20	11	0,13	–
7	Alte Sorgeschleife	20	0,43	13	0,28	–
8	Alte Sorge südwestlich Meggerdorf	10	0,26	19	0,49	+
9	Grünland südöstlich Meggerdorf	3	0,10	2	0,07	–
10	Königsmoor	23	0,16	56	0,39	+
11	Tielener Moor	15	0,25	7	0,12	–
12	Tielener Koog	2	0,16	4	0,33	+
13	Alte Sorge westlich Friedrichsholm	8	0,15	12	0,22	+
14	Hohner See/Rinne	12	0,57	13	0,62	+
15	Hartshoper Moor	7	0,15	4	0,09	–
16	Tollenmoor	0	0,00	2	0,02	+
17	Treenemarsch	17	0,12	17	0,12	±
18	Osterkoog	7	0,12	0	0,00	–
19	Nordfelder Koog/Osterfelder Koog	11	0,21	26	0,50	+
20	Gehrlandskoog/Tadjebüller Koog	0	0,00	0	0,00	±
21	Mildterkoog/Schlickkoog	0	0,00	5	0,12	+
22	Oldenkoog/Oldenfelder Koog	1	0,02	1	0,02	±
23	Südfelder Koog	6	0,22	1	0,04	–
24	Deljekoog	3	0,19	1	0,06	–
25	Westerkoog	16	0,29	9	0,16	–
26	Delver Koog	14	0,27	4	0,08	–
	Σ [Gebiet 1 - 26]	**254**	**0,17**	**263**	**0,17**	**+**
	„Hochrechung [70%]; [Gebiet 1-26]"	**362,9**	**0,24**	**375,7**	**0,25**	**+**

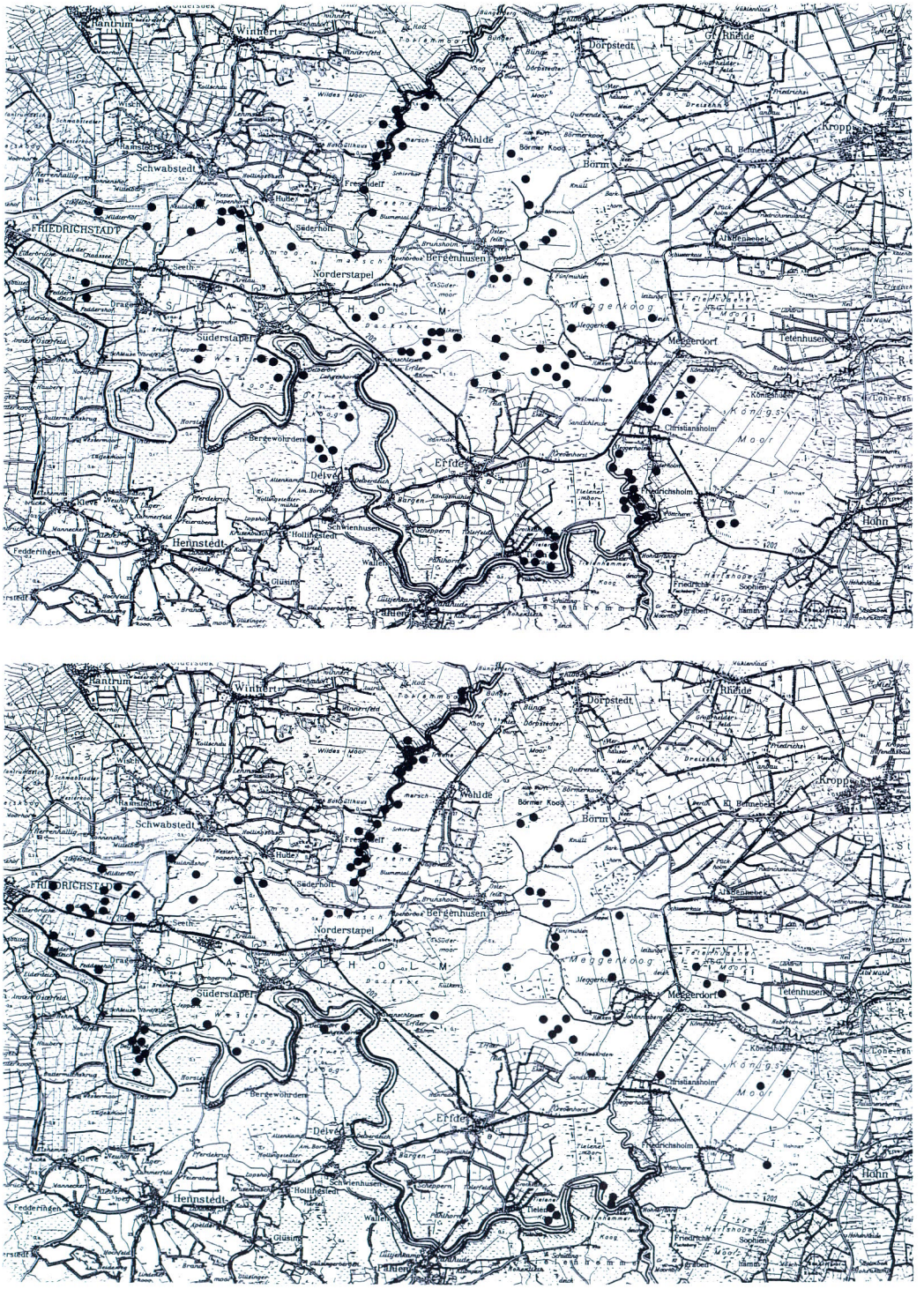

Abb. 4: Revierpaare des Rotschenkels in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (oben: 1982 nach ZIESEMER [1982]; unten: 1993)

Fig. 4: Territorial pairs of the Redshank in the Eider-Treene-Sorge lowlands in 1982 (upper) and 1993

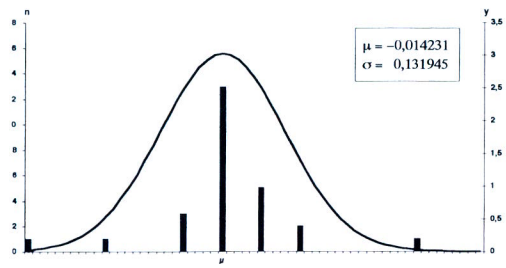

Abb. 5: Theoretische Normalverteilung (Linie) und die in Klassen eingeteilten Differenzen der Abundanzen (Säulen) des Rotschenkels zwischen 1982 und 1993. (n = Anzahl Gebiete; μ = Mittelwert der theoretischen Normalverteilung; y = errechnete y-Werte der theoretischen Normalverteilung)

Fig. 5: Theoretical normal distribution (line) and the difference in abundance of the Redshank displayed in classes (columns) between the years 1982 and 1993 (n = number of sites; μ = mean of the theoretical normal distribution; y = calculated y-value of the theoretical normal distribution)

Der Austernfischerbestand ist im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 in der gesamten ETS-Niederung stark angewachsen.

3.2 Verbreitung

3.2.1 Uferschnepfe

1982 wurden im Westteil (Regionen 1 u. 2; Tab. 2) der ETS-Niederung 75, im Ostteil (Regionen 3 u. 4; Tab. 2) 179 RP kartiert. Damit befanden sich wesentlich mehr RP im Osten der Niederung. Dieses Ergebnis konnte höchst signifikant gesichert werden ($\chi^2 = 42{,}58$; $p \leq 0{,}1$ %). 1993 standen 66 RP im Westen 197 RP im Osten gegenüber. Auch dieses Ergebnis konnte höchst signifikant gesichert werden ($\chi^2 = 65{,}25$; $p \leq 0{,}1$ %).

Im Nordteil (Regionen 1 u. 3; Tab. 2) siedelten 1982 134, im Südteil (Regionen 2 u. 4; Tab. 2) 120 RP. Dieser Unterschied in der Besiedlung erwies sich als nicht signifikant ($\chi^2 = 0{,}77$; n.s.). 1993 waren die RP-Zahlen mit 130 (Nordteil) und 133 (Südteil) fast identisch. Auch dieser Unterschied ist nicht signifikant ($\chi^2 = 0{,}03$; n.s.).

Tab. 4: Revierpaare und Abundanzen des Rotschenkels 1982 und 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung

Table 4: Territorial pairs and abundances of the Redshank in 1982 and 1993 in the Eider-Treene-Sorge lowlands

Nr.	Gebietsname	1982 [n]	RP/ 10 ha	1993 [n]	RP/ 10 ha	Trend [+,±,–]
1	Börmer Koog	3	0,06	2	0,04	–
2	Alte Sorge östlich Bergenhusen	3	0,04	4	0,06	+
3	Sorgeschleife südwestlich Fünfmühlen	5	0,10	1	0,02	–
4	Meggerkoog	5	0,05	5	0,05	±
5	Tetenhusener Moor	0	0,00	5	0,05	+
6	Dacksee	10	0,11	1	0,01	–
7	Alte Sorgeschleife	6	0,13	1	0,02	–
8	Alte Sorge südwestlich Meggerdorf	4	0,10	5	0,13	+
9	Grünland südöstlich Meggerdorf	1	0,03	0	0,00	–
10	Königsmoor	6	0,04	3	0,02	–
11	Tielener Moor	4	0,07	3	0,05	–
12	Tielener Koog	8	0,65	3	0,24	–
13	Alte Sorge westlich Friedrichsholm	8	0,15	0	0,00	–
14	Hohner See/Rinne	2	0,10	1	0,05	–
15	Hartshoper Moor	0	0,00	0	0,00	±
16	Tollenmoor	0	0,00	3	0,03	+
17	Treenemarsch	13	0,09	18	0,13	+
18	Osterkoog	3	0,05	3	0,05	±
19	Nordfelder Koog/Osterfelder Koog	8	0,15	4	0,08	–
20	Gehrlandskoog/Tadjebüller Koog	2	0,10	2	0,10	±
21	Mildterkoog/Schlickkoog	1	0,02	10	0,24	+
22	Oldenkoog/Oldenfelder Koog	2	0,04	4	0,08	+
23	Südfelder Koog	0	0,00	0	0,00	±
24	Deljekoog	1	0,06	7	0,44	+
25	Westerkoog	3	0,05	3	0,05	±
26	Delver Koog	7	0,13	2	0,04	–
	Σ [Gebiet 1 - 26]	**105**	**0,07**	**90**	**0,06**	**–**
	„Hochrechung [70%]; [Gebiet 1-26]"	**150**	**0,10**	**129**	**0,08**	**–**

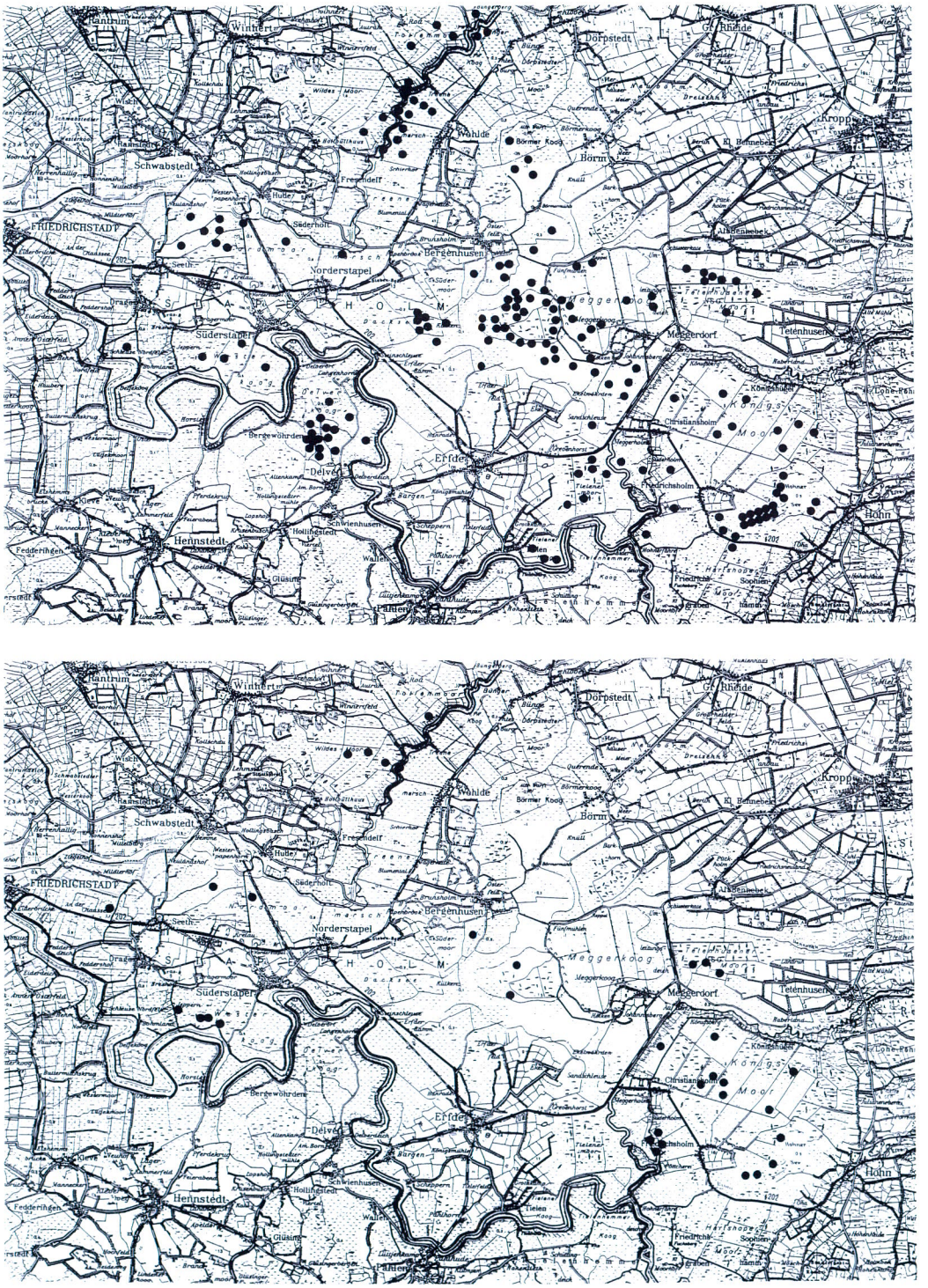

Abb. 6: Revierpaare der Bekassine in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (oben: 1982 nach ZIESEMER [1982]; unten: 1993)

Fig. 6: Territorial pairs of the Common Snipe in the Eider-Treene-Sorge lowlands in 1982 (upper) and 1993

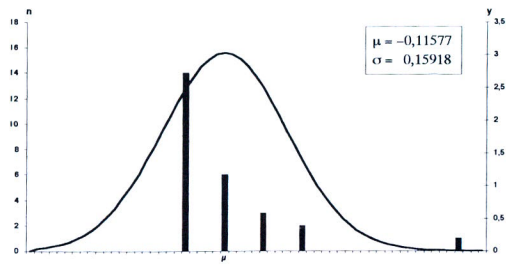

Abb. 7: Theoretische Normalverteilung (Linie) und die in Klassen eingeteilten Differenzen der Abundanzen (Säulen) der Bekassine zwischen 1982 und 1993. (n = Anzahl Gebiete; μ = Mittelwert der theoretischen Normalverteilung; y = errechnete y-Werte der theoretischen Normalverteilung)

Fig. 7: Theoretical normal distribution (line) and the difference in abundance of the Common Snipe displayed in classes (columns) between the years 1982 and 1993 (n = number of sites; μ = mean of the theoretical normal distribution; y = calculated y-value of the theoretical normal distribution)

Insgesamt ist der Verbreitungsmodus im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 gleich.

3.2.2 Rotschenkel

1982 wurden im Westteil (Regionen 1 u. 2; Tab. 2) der ETS-Niederung 40, im Ostteil (Regionen 3 u. 4; Tab. 2) 65 RP kartiert. Damit befanden sich mehr RP im Osten der Niederung. Dieses Ergebnis konnte signifikant gesichert werden (χ^2 = 5,95; p ≤ 5 %). 1993 standen 56 RP im Westen 34 im Osten gegenüber. Damit siedelten 1993, im Unterschied zu 1982, mehr Rotschenkel im Westteil der Niederung. Auch dieses Ergebnis konnte signifikant gesichert werden (χ^2 = 5,38; p ≤ 5 %).

Im Nordteil (Regionen 1 u. 3; Tab. 2) siedelten 1982 59, im Südteil (Regionen 2 u. 4; Tab. 2) 46 RP. Dieser Unterschied in der Verbreitung erwies sich als nicht signifikant (χ^2 = 1,61; n.s.). 1993 standen 59 RP im Norden 31 im Süden der Niederung gegenüber. Dieser Unterschied ist hoch signifikant (χ^2 = 8,71; p ≤ 1 %).

Somit stellt sich die Verbreitung des Rotschenkels in der ETS-Niederung im Vergleich der Jah-

Tab. 5: Revierpaare und Abundanzen der Bekassine 1982 und 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung

Table 5: Territorial pairs and abundances of the Common Snipe in 1982 and 1993 in the Eider-Treene-Sorge lowlands

Nr.	Gebietsname	1982 [n]	RP/ 10 ha	1993 [n]	RP/ 10 ha	Trend [+,±,–]
1	Börmer Koog	4	0,08	0	0,00	–
2	Alte Sorge östlich Bergenhusen	2	0,03	0	0,00	–
3	Sorgeschleife südwestlich Fünfmühlen	18	0,36	2	0,04	–
4	Meggerkoog	11	0,11	0	0,00	–
5	Tetenhusener Moor	8	0,08	3	0,03	–
6	Dacksee	7	0,08	0	0,00	–
7	Alte Sorgeschleife	12	0,26	1	0,02	–
8	Alte Sorge südwestlich Meggerdorf	10	0,26	0	0,00	–
9	Grünland südöstlich Meggerdorf	4	0,14	0	0,00	–
10	Königsmoor	9	0,06	8	0,06	–
11	Tielener Moor	6	0,10	0	0,00	–
12	Tielener Koog	3	0,24	0	0,00	–
13	Alte Sorge westlich Friedrichsholm	5	0,09	4	0,07	–
14	Hohner See/Rinne	19	0,91	4	0,19	–
15	Hartshoper Moor	1	0,02	0	0,00	–
16	Tollenmoor	5	0,06	1	0,01	–
17	Treenemarsch	12	0,09	4	0,03	–
18	Osterkoog	2	0,03	0	0,00	–
19	Nordfelder Koog/Osterfelder Koog	8	0,15	2	0,04	–
20	Gehrlandskoog/Tadjebüller Koog	0	0,00	0	0,00	±
21	Mildterkoog/Schlickkoog	0	0,00	1	0,02	+
22	Oldenkoog/Oldenfelder Koog	0	0,00	0	0,00	±
23	Südfelder Koog	1	0,04	0	0,00	–
24	Deljekoog	0	0,00	0	0,00	±
25	Westerkoog	4	0,07	4	0,07	±
26	Delver Koog	16	0,31	0	0,00	–
	Σ [Gebiet 1 - 26]	**167**	**0,11**	**34**	**0,02**	**–**
	„Hochrechung [60%]: [Gebiet 1-26]“	**278**	**0,18**	**57**	**0,04**	**–**

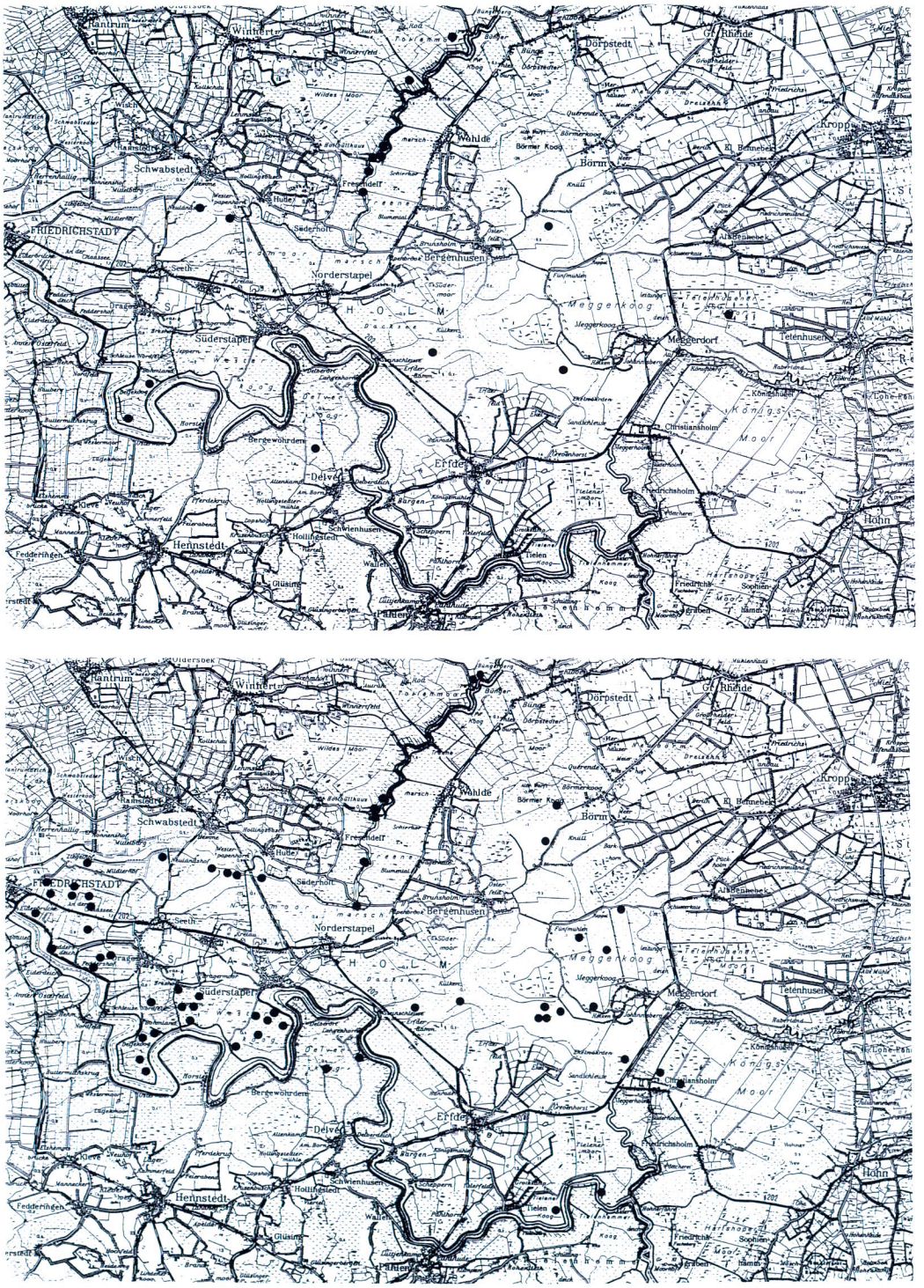

Abb. 8: Revierpaare des Austernfischers in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (oben: 1982 nach ZIESEMER [1982]; unten: 1993)

Fig. 8: Territorial pairs of Oystercatchers in the Eider-Treene-Sorge lowlands in 1982 (upper) and 1993

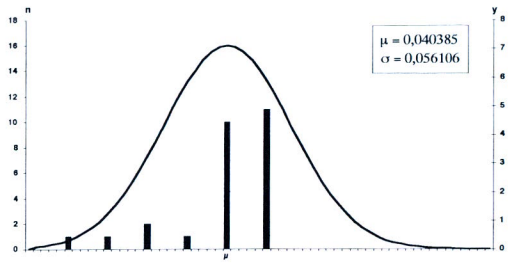

Abb. 9: Theoretische Normalverteilung (Linie) und die in Klassen eingeteilten Differenzen der Abundanzen (Säulen) des Austernfischers zwischen 1982 und 1993. (n = Anzahl Gebiete; μ = Mittelwert der theoretischen Normalverteilung; y = errechnete y-Werte der theoretischen Normalverteilung)

Fig. 9: Theoretical normal distribution (line) and the difference in abundance of the Oystercatcher displayed in classes (columns) between the years 1982 and 1993 (n = number of sites; μ = mean of the theoretical normal distribution; y = calculated y-value of the theoretical normal distribution)

re 1982 und 1993 unterschiedlich dar. Lag der Schwerpunkt der Besiedlung 1982 noch im Osten, siedelten 1993 vermehrt RP im Westen der Niederung. 1982 war die ETS-Niederung im Nord- und im Südteil nicht unterschiedlich besiedelt. 1993 fanden sich wesentlich mehr RP im Norden.

3.2.3 Bekassine

1982 wurden im Westteil (Regionen 1 u. 2; Tab. 2) der ETS-Niederung 48, im Ostteil (Regionen 3 u. 4; Tab. 2) 119 RP kartiert. Damit siedelten deutlich mehr RP im Osten der Niederung. Dieses Ergebnis konnte höchst signifikant gesichert werden ($\chi^2 = 30{,}19$; $p \leq 0{,}1$ %). 1993 standen 12 RP im Westen 22 im Osten gegenüber ($\chi^2 = 2{,}94$; n.s.).

Im Nordteil (Regionen 1 u. 3; Tab. 2) siedelten 1982 89, im Südteil (Regionen 2 u. 4; Tab. 2) 78 RP. Dieser Unterschied erwies sich als nicht signifikant ($\chi^2 = 0{,}72$; n.s.). 1993 standen 14 RP im Norden 20 im Süden der Niederung gegenüber ($\chi^2 = 1{,}06$; n.s.).

Tab. 6: Revierpaare und Abundanzen des Austernfischers 1982 und 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung

Table 6: Territorial pairs and abundances of the Oystercatcher in 1982 and 1993 in the Eider-Treene-Sorge lowlands

Nr.	Gebietsname	1982 [n]	RP/ 10 ha	1993 [n]	RP/ 10 ha	Trend [+,±,–]
1	Börmer Koog	0	0,00	2	0,04	+
2	Alte Sorge östlich Bergenhusen	1	0,01	0	0,00	–
3	Sorgeschleife südwestlich Fünfmühlen	0	0,00	0	0,00	±
4	Meggerkoog	0	0,00	4	0,04	+
5	Tetenhusener Moor	1	0,01	0	0,00	–
6	Dacksee	1	0,01	2	0,02	+
7	Alte Sorgeschleife	0	0,00	3	0,06	+
8	Alte Sorge südwestlich Meggerdorf	1	0,03	1	0,03	±
9	Grünland südöstlich Meggerdorf	0	0,00	1	0,03	+
10	Königsmoor	0	0,00	2	0,01	+
11	Tielener Moor	0	0,00	1	0,02	+
12	Tielener Koog	0	0,00	1	0,08	+
13	Alte Sorge westlich Friedrichsholm	0	0,00	0	0,00	±
14	Hohner See/Rinne	0	0,00	0	0,00	±
15	Hartshoper Moor	0	0,00	0	0,00	±
16	Tollenmoor	2	0,02	3	0,03	+
17	Treenemarsch	5	0,04	4	0,03	–
18	Osterkoog	0	0,00	2	0,03	+
19	Nordfelder Koog/Osterfelder Koog	2	0,04	3	0,06	+
20	Gehrlandskoog/Tadjebüller Koog	0	0,00	1	0,05	+
21	Mildterkoog/Schlickkoog	0	0,00	7	0,17	+
22	Oldenkoog/Oldenfelder Koog	0	0,00	6	0,12	+
23	Südfelder Koog	0	0,00	1	0,04	+
24	Deljekoog	2	0,13	4	0,25	+
25	Westerkoog	0	0,00	11	0,20	+
26	Delver Koog	1	0,02	2	0,04	+
	Σ [Gebiet 1 - 26]	**16**	**0,01**	**61**	**0,04**	**+**
	„Hochrechung [90%]; [Gebiet 1-26]"	**18**	**0,01**	**68**	**0,04**	**+**

1982 siedelten deutlich mehr Bekassinen im Ostteil der ETS-Niederung. Zwischen dem Nord- und dem Südteil gab es keine Unterschiede in der Verbreitung. 1993 siedelten insgesamt nur noch wenige RP im Untersuchungsgebiet. Es kam nicht zur Bildung von Besiedlungsschwerpunkten.

3.2.4 Austernfischer

1982 wurden im Westteil (Regionen 1 u. 2; Tab. 2) der ETS-Niederung 12, im Ostteil (Regionen 3 u. 4; Tab. 2) 4 RP kartiert. Damit befanden sich im Westen der Niederung mehr RP als im Osten. Dieses Ergebnis konnte signifikant gesichert werden ($\chi^2 = 4{,}00$; $p \leq 5$ %). 1993 standen 44 RP im Westen 17 im Osten gegenüber. Dieses Ergebnis konnte höchst signifikant gesichert werden ($\chi^2 = 11{,}95$; $p \leq 0{,}1$ %).

Im Nordteil (Regionen 1 u. 3; Tab. 2) siedelten 1982 12, im Südteil (Regionen 2 u. 4; Tab. 2) 4 RP. Dieser Unterschied in der Verbreitung erwies sich als signifikant ($\chi^2 = 4{,}00$; $p \leq 5$ %). 1993 waren die RP-Zahlen mit 31 (Nordteil) und 30 (Südteil) fast identisch ($\chi^2 = 0{,}02$; n.s.).

1982 und 1993 siedelte der Austernfischer schwerpunktmäßig im Westen der ETS-Niederung. Während 1982 im Vergleich zum Süden der Niederung noch deutlich mehr Austernfischer im Norden Reviere besetzt hatten, war 1993 die Zahl der Reviere im Norden und im Süden ausgeglichen.

4. Diskussion

4.1 Methodenkritik

Auf die Probleme, die bei der Erfassung von Wiesenvögeln auftreten, geht ZIESEMER (1986) ausführlich ein. Zunächst nennt er den kurzen Zeitraum von Mitte April bis Ende Mai, der zur Kartierung von Uferschnepfe, Rotschenkel und Bekassine zur Verfügung steht, und diskutiert das Problem des Erfassungsgrades bei den einzelnen Arten. Weiterhin weist er auf verschiedene Faktoren wie Gebietsausdehnung, Dichte des Wegenetzes und landwirtschaftliche Bewirtschaftungsintensität hin und vermutet, daß in unübersichtlichen, nur durch wenige Wege erschlossenen Gebieten der Erfassungsgrad, zum Beispiel bei der Uferschnepfe, unter 50 % betragen kann. Nach ZIESEMER wird die Erfassungsgenauigkeit mit fortschreitender Brutzeit durch immer längeres Gras sowie durch Vögel, die nach erfolglosen Brutversuchen das Brutgebiet frühzeitig verlassen haben, weiter verringert.

Als Nachweis für ein Revierpaar wertet KUSCHERT (1983)

- ein Nest mit Eiern oder Jungen,
- Altvögel mit nichtflüggen Jungen
- oder Beobachtungen von Altvögeln an derselben Stelle bei drei aufeinanderfolgenden Kontrollen, die jeweils eine Woche auseinanderliegen mußten, mit auf eine Brut hinweisendem Verhalten (Balz, Kopulation, Warnen, Verleiten).

Bei der Auswertung meiner Kontrollen bin ich aus verschiedenen Gründen von diesen Kriterien abgewichen.

Da ich das von ZIESEMER 1982 kontrollierte Gebiet kartierte und vor allem Trendangaben erhalten wollte, für deren Erarbeitung möglichst gleiche Methoden Voraussetzung sind (BIBBY et al. 1992), verwendete ich exakt die von ZIESEMER benutzte. Dadurch konnte ich das erste von KUSCHERT genannte Kriterium „Nest mit Eiern oder Jungen" nicht heranziehen. Auch das Kriterium „Altvögel mit nichtflüggen Jungen" war nicht von Bedeutung, da meine Kontrollen nahezu vollständig in der Bebrütungsphase lagen. Bei konsequenter Anwendung des Kriteriums „Altvögel an derselben Stelle ..." sind einige methodische Probleme zu beachten. Zunächst ist es schwierig, in Karten mit dem Maßstab 1 : 25.000 die bei den Kontrollen registrierten RP so genau einzutragen, daß man nach drei Kontrollen sogenannte Papierreviere (PUCHSTEIN 1966, OELKE 1974) konstruieren könnte. Hinzu kommt, daß die hier bearbeiteten Wiesenvogelarten außerordentlich heftig auf Störungen reagieren und dabei oft weit über die Grenzen ihrer Reviere hinaus fliegen. Zudem unterscheiden sich zu verschiedenen Zeiten des Fortpflanzungszyklus die Lage und die Größe der Reviere zum Teil erheblich. Während Reviere bei der Uferschnepfe im Verlauf der Paarbildung bis zu 25.000 m² groß sein können, wird später als Brutrevier nur noch die unmittelbare Umgebung des Nestes verteidigt. Durch Gelegeverluste, zum Beispiel durch landwirtschaftliche Maßnahmen, kann es auch nach der Eiablage noch zu Verschiebungen in der Lage der Reviere kommen. Brutreviere, in denen Ersatzgelege gezeitigt werden, liegen bei der Uferschnepfe oftmals mehrere 100 m von dem Brutrevier, in dem das Erstgelege lag, ent-

fernt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Zwischen den einzelnen Kontrollen kommt es durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung (z.B. Schleppen, Walzen, Beweidung) häufig zu Gelegeverlusten (BEINTEMA & MÜSKENS 1987, WITT 1986), so daß mit der Verlagerung von Territorien und sogar der Abwanderung von Brutvögeln nach mehrmaligem Gelegeverlust gerechnet werden muß (WITT 1989). Zudem kann es vorkommen, daß Wiesenvögel aufgrund der ungleichmäßigen Verteilung ihrer Nahrungsressourcen gezwungen werden, zeitweise ihr Brutrevier zur Nahrungsaufnahme zu verlassen (DE JONG 1977). Aus den hier aufgeführten Gründen kann die konsequente Anwendung der von KUSCHERT (1983) geschilderten Methode unter Umständen zu Fehleinschätzungen, zumeist wohl zur Unterschätzung von Brutbeständen führen. Vergleicht man die von KUSCHERT 1981 durch drei Kontrollen gefundenen RP-Zahlen mit den von ZIESEMER 1982 mittels einer Kontrolle ermittelten, so scheint sich dies, mit Ausnahme der Bekassine, zu bestätigen. ZIESEMER ermittelte 245 Uferschnepfenreviere, KUSCHERT zählte 208. Beim Rotschenkel war das Verhältnis 90 zu 81. Bei der Bekassine war es mit 140 zu 141 RP ausgeglichen (ZIESEMER 1986).

Trotzdem scheint die Übereinstimmung der mit unterschiedlichem Aufwand und in aufeinander folgenden Jahren ermittelten Zahlen recht gut zu sein. Um zu kontrollieren, ob diese Übereinstimmung statistisch zu sichern ist, führte ich für die 16 Teilgebiete, die jeweils von KUSCHERT und ZIESEMER untersucht wurden, χ^2-Test und Vorzeichentest nach DIXON & MOOD durch. Da KUSCHERT zum Austernfischer kaum Angaben macht, war dies allerdings nur bei Uferschnepfe, Rotschenkel und Bekassine möglich. Im Vergleich der Jahre 1981 und 1982 konnte bei keinem Test und bei keiner Art ein signifikanter Unterschied gefunden werden (Tab. 7). Es war somit weder ein Trend noch eine unterschiedliche Besiedlung zwischen den Jahren nachweisbar. Um dieses Ergebnis abzusichern, prüfte ich, wie sich die Ergebnisse der Tests im Vergleich der Jahre 1981 und 1993 sowie 1982 und 1993 verhalten. Auch hier stimmen die Ergebnisse sehr gut überein (Tab. 7).

Die Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen von KUSCHERT und ZIESEMER ist trotz unterschiedlichen Aufwandes, und obwohl die Untersuchungen in aufeinander folgenden Jahren durchgeführt wurden, sehr groß. ZIESEMER konnte mit nur einer Kontrolle das Ergebnis von KUSCHERT reproduzieren. Es ist deshalb zu vertreten, die Ergebnisse aus dem Jahr 1993 nur mit denen von ZIESEMER aus dem Jahr 1982 zu vergleichen. Dies gilt um so mehr, als ZIESEMER ein wesentlich größeres Gebiet bearbeitet hat als KUSCHERT.

4.2 Bestandsentwicklung der einzelnen Arten seit 1982

Vordringliches Ziel dieser Untersuchung ist es, die Entwicklung der Bestände der hier kartierten Arten im Gesamtgebiet zu beurteilen. Es sollen im Rahmen dieser Arbeit deshalb nicht Entwicklungen in Teilgebieten der ETS-Niederung diskutiert werden. Auch die Aussagen der statistischen Tests beziehen sich immer auf das Gesamtgebiet. Dies heißt aber nicht, daß Entwicklungen in Einzelgebieten, wie zum Beispiel dem Hohner See-Gebiet oder dem Gebiet der Sorgeschleife, immer nur Zufallsereignisse sein müssen, wie dies ja der K-S-Test für das Gesamtgebiet besagt. Bestandsveränderungen in Einzelgebieten können sehr wohl zum Beispiel Folgen von Naturschutzmaßnahmen oder land- und wasserwirtschaftlichen Eingriffen sein. Die Tests belegen nur, daß Entwicklungen in Einzelgebieten, bezogen auf das Gesamtgebiet als zufällig zu werten sind. Dies hat auch nur für den untersuchten Zeitraum von 1982 bis 1993 Gültigkeit. Für zukünftige Entwicklungen können natürlich auf der Basis der hier vorliegenden Daten keine exakten Aussagen gemacht werden.

Die in den Kapiteln zu den einzelnen Arten genannten Zahlen sind immer die tatsächlich kartierten Revierpaarangaben. Die Ergebnisse der Hochrechnungen stehen zum Teil in Klammern dahinter.

4.2.1 Uferschnepfe

BEINTEMA stellte 1983 eine schematische Darstellung vor, die aufzeigt, zwischen welchen Unter- und Obergrenzen der erforderlichen beziehungsweise tolerierten Intensität der Landbewirtschaftung die Amplituden des Vorkommens einiger Wiesenvogelarten einzuordnen sind. Danach ist die Bekassine der Wiesenvogel, der hohe Bearbeitungsintensitäten am schlechtesten verträgt, der Große Brachvogel *(Numenius arquata)* die Art, die die höchsten Bearbeitungsintensitäten benötigt und verträgt. Nach BEINTEMA (1983) erscheint die Uferschnepfe in landwirtschaftlich genutzten Gebieten erst bei einer schon relativ

hohen Bearbeitungsintensität und toleriert diese auch in einem hohen Maße.

Zwischen 1982 und 1993 erfuhr die Uferschnepfenpopulation der ETS-Niederung bezüglich Bestand und Verbreitung keine Veränderungen. Der Besiedlungsschwerpunkt lag in beiden Jahren im Osten der Niederung. Obwohl Uferschnepfen im Einzelfall sehr hohe Lebensalter erreichen können – das bisher anhand von Ringfunden nachgewiesene Maximalalter liegt bei fast 16 Jahren (BEZZEL 1985), hat eine gerade brutreife Uferschnepfe eine durchschnittliche Lebenserwartung von nur noch 2,3 Jahren (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Da die Tiere wohl meist im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif werden, heißt dies, daß der Großteil der Vögel in der Regel nicht älter als maximal 5 Jahre wird. Es ist somit davon auszugehen, daß 1993 kaum noch Tiere in der ETS-Niederung lebten, die schon 1982 kartiert wurden. Die ETS-Niederung gilt in Schleswig-Holstein als eine der für Wiesenvögel am besten geeigneten Regionen. Außer den Dithmarscher Speicherkögen existieren im Land kaum größere Gebiete, die stabile oder gar steigende Uferschnepfenbestände mit nennenswerten Revierpaarzahlen aufweisen (GLOE 1984, 1992). Aus schleswig-holsteinischen Populationen könnten also kaum Brutvögel in größerer Zahl die Uferschnepfenbestände in der ETS-Niederung aufstocken, falls diese wegen zu niedriger Reproduktionsraten sinken sollten. Zuzügler müßten also aus weiter entfernten Brutgebieten, z.B. den Niederlanden kommen. Da aber nicht einmal die Brutplätze im Einzugsbereich der Rieselfelder bei Münster aufgefüllt wurden, die in unmittelbarer Nähe der Niederlande liegen (BIOLOGISCHE STATION RIESELFELDER MÜNSTER 1984), erscheint es unwahrscheinlich, daß die Brutbestände der ETS-Niederung durch Zuwanderung aus weit entfernten Gebieten stabil bleiben. Deshalb kann angenommen werden, daß die Reproduktionsrate der Uferschnepfenpopulation in der ETS-Niederung in den letzten 11 Jahren hoch genug war, um den Bestand zu erhalten. Dies steht im Gegensatz zu den Aussagen von WITT (1989), der aufgrund seiner Untersuchungen zu dem Schluß kommt, daß bei der derzeitigen Intensität (1989) der anthropogenen Landnutzung der Erhalt einer lebensfähigen, genetisch kompletten Population der Uferschnepfe nicht zu erwarten ist. Für die ETS-Niederung trifft dies, zumindest für die letzten 11 Jahre, wahrscheinlich nicht zu. Der Grund könnte in der Auswahl und der Größe der Probeflächen liegen, die den Untersuchungen von WITT (1989) zugrunde liegen. Auch 1993 zeigte sich, daß ehemals gut besiedelte Teilflächen kaum noch von Bedeutung waren. Andere, bis dahin bedeutungslose, erfuhren enorme Zunahmen. Für die Abschätzung von Bestandstrends und die Hochrechnung von Beständen von Wiesenvögeln sind kleine Probeflächen offenbar nur wenig geeignet (SCHERNER 1981, EIKHORST 1985). Auch der nur drei Jahre währende Untersuchungszeitraum könnte ein Grund für die Ergebnisse von WITT sein. Lediglich sich über längere Perioden erstreckende Zeitreihen lassen fehlerfreie Interpretationen von Trendentwicklungen zu (z.B. BERNDT & HENß 1967, BERNDT et al. 1994). Die Untersuchungen, auf die WITT sich bezieht, wurden 1988 abgeschlossen. Auch von den zu diesem Zeitpunkt lebenden Uferschnepfen dürfte ein größerer Teil 1993 bereits gestorben sein. Da der Bestand gleich hoch geblieben ist, muß er durch andere (jüngere) Vögel wieder aufgefüllt worden sein. So kann auch gegenwärtig nicht von einer überalterten Population gesprochen werden, die möglicherweise deshalb in den nächsten Jahren plötzlich zusammenbricht. Wir müssen vielmehr von einer sich reproduzierenden, offenbar unter den gegenwärtigen Bedingungen noch lebensfähigen Population ausgehen.

Tab. 7: Testergebnisse für den Test nach Dixon & Mood (1) und den χ^2 (2) für die 16 jeweils von ZIESEMER und KUSCHERT bearbeiteten Gebiete.

(n.s. = nicht signifikant; * = signifikant [5 %]; ** = hoch signifikant [1 %]; *** = höchst signifikant [0,1 %]; – = Abnahme; z.B. 81/82 = Vergleich der beiden Jahre 1981 und 1982)

*Table 7: Test results of the test after Dixon & Mood (1) and χ^2 (2) for the 16 areas covered by ZIESEMER and KUSCHERT; (n.s. = not significant, * = significant (5 %), ** = highly significant (1 %), *** = extremely significant (0,1 %); – = decrease; e.g.. 81/82 = comparison of the two years 1981 and 1982)*

1	Art/Jahre	81/82	81/93	82/93
	Uferschnepfe	n.s.	n.s.	n.s.
	Rotschenkel	n.s.	n.s.	n.s.
	Bekassine	n.s.	**(–)	**(–)

2	Art/Jahre	81/82	81/93	82/93
	Uferschnepfe	n.s.	n.s.	n.s.
	Rotschenkel	n.s.	*	**
	Bekassine	n.s.	***	***

Vorhersagen für die kommenden Jahre sind allerdings kaum möglich, da nur schwer abzuschätzen ist, wie lange Uferschnepfen eine weitere Intensivierung der Landbewirtschaftung zu tolerieren in der Lage sind. Dies wird durch die Tatsache noch verschärft, daß in der Natur faktisch keine linearen, sondern nur nicht-lineare Beziehungen vorliegen (REMMERT 1992). Bezogen auf den Schutz der Uferschnepfen ist als Minimalforderung also der Erhalt des gegenwärtigen Nutzungsniveaus zu fordern; jede weitere Intensivierung könnte die jetzt noch stabile Uferschnepfenpopulation akut gefährden.

4.2.2 Rotschenkel

BEINTEMA (1983) stuft den Rotschenkel in seiner Rangfolge der erforderlichen beziehungsweise tolerierten Intensität der Landbewirtschaftung zwischen der Bekassine und der Uferschnepfe ein. Der Rotschenkel zeigt dabei zwar einen weiten Überschneidungsbereich mit der Uferschnepfe, verschwindet jedoch deutlich früher als diese aus dem Artenspektrum, wenn die Intensität der Landbewirtschaftung immer weiter zunimmt.

Der Rotschenkelbestand ist zwischen 1982 und 1993 in der ETS-Niederung insgesamt stabil geblieben. Die Verbreitung stellt sich jedoch im Vergleich der Jahre 1982 und 1993 unterschiedlich dar. Siedelte der Großteil der RP 1982 noch im Ostteil der Niederung, finden sie sich 1993 vermehrt im Westen. 1982 war die ETS-Niederung im Nord- und Südteil nicht unterschiedlich besiedelt. 1993 finden sich wesentlich mehr RP im Norden.

Vor allem im SO der ETS-Niederung kam es zwischen 1982 und 1993 zu starken Bestandseinbrüchen. Die Bestände gingen um 65 % von 33 RP 1982 auf 15 RP 1993 zurück. Im NO war der Rückgang etwas geringer, und zwar um 41 % von 32 RP 1982 auf 19 RP 1993. Daß die Bestände insgesamt stabil blieben, resultiert aus einer Zunahme von 48 % im NW der Niederung. Hier stieg der Rotschenkelbestand von 27 RP 1982 auf 40 RP 1993. Auch im SW der Niederung kam es zu einer Zunahme von 23 % (1982 = 13 RP; 1993 = 16 RP). Die bedeutsamsten Zunahmen zeigten sich im Bereich der Treenemarsch (Gebiet 17) und des Mildterkoog/Schlickkoog (Gebiet 21). Der starke Bestandsanstieg im NW sowie die hohen Verluste im SO sind auch für die Verlagerung der Bestandsschwerpunkte in den Norden der Niederung verantwortlich.

Die meisten Rotschenkel brüten wahrscheinlich erstmals zu Ausgang ihres zweiten Lebensjahres (GROSSKOPF 1959). GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1977) geben für Rotschenkel in ihrem ersten Brutjahr eine durchschnittliche Lebenserwartung von 2,7 Jahren an. Dieser Wert liegt nur unwesentlich über dem, der für Uferschnepfen genannt wird (s.o.). Deshalb kann auch hier davon ausgegangen werden, daß die Reproduktionsrate der Population in der ETS-Niederung in den letzten 11 Jahren hoch genug war, um den Bestand zu erhalten.

Da es beim Rotschenkel allerdings großräumig zur Verschiebung von Besiedlungsschwerpunkten kam, ist die Situation dieser Art kritischer zu bewerten als die der Uferschnepfe. Die Lebensbedingungen im gesamten Ostteil der Niederung haben sich im Verlauf der letzten 11 Jahre offenbar verschlechtert. Heute ist der Westteil für den Bestand des Rotschenkels von besonderer Bedeutung. Möglicherweise hat die Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in großen Teilen der Niederung einen Punkt erreicht, der dem Rotschenkel gerade noch erlaubt, seine Bestände insgesamt zu erhalten. Unter Umständen werden jedoch in kommenden Jahren größere Teile der ETS-Niederung vom Rotschenkel aufgegeben.

4.2.3 Bekassine

Die Bekassine ist nach BEINTEMA (1983) die Art, die bei geringen Bearbeitungsintensitäten verstärkt siedelt, aber auch relativ bald wieder aus dem Artenspektrum verschwindet.

Schon ZIESEMER (1982, 1986) stellt einen starken Bestandsrückgang bei der Bekassine fest. Die Bekassine besiedelt neben dem Grünland auch Hoch- und Niedermoore sowie See- und Teichränder und kleine, sumpfige „Ecken" der Kulturlandschaft. Alle diese Lebensräume sind auch weiterhin stark in Abnahme begriffen und mit ihnen Bekassinen.

Zwischen 1982 und 1993 nahm die Bekassine von 167 RP (278) auf 34 RP (57), also um etwa 80 % ab. Damit hat sich der Rückgang dieser Vogelart seit den Schätzungen von DRENCKHAHN & LEPTHIN (in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977) ungebremst fortgesetzt. Bestandsschwerpunkte konnten innerhalb der Niederung nicht mehr gefunden werden. Nur noch wenige RP dieser Art siedeln im Untersuchungsgebiet. Die Reproduktionsrate der Population in der ETS-Niederung

reicht offenbar nach wie vor nicht aus, um stabile Bestände zu gewährleisten. Es ist deshalb damit zu rechnen, daß die Bekassine in naher Zukunft als Brutvogel aus der ETS-Niederung verschwinden wird.

4.2.4 Austernfischer

Der Austernfischer ist laut BEINTEMA (1983) nach dem Großen Brachvogel der Wiesenvogel, der bei den höchsten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensitäten erscheint beziehungsweise verschwindet. Dies dokumentiert die Entwicklung der Bestände in der ETS-Niederung. KUSCHERT (1983) fand nur wenige Paare in seinen Siedlungsdichteflächen in der Treenemarsch. 1981 spielte der Austernfischer als Wiesenvogel noch keine bedeutsame Rolle. ZIESEMER kartierte 1982 nur 16 RP (18), vor allem im NW-Teil der Niederung. 1993 wurden schon 61 RP (68) registriert. Auch 1993 wurde der Westteil der ETS-Niederung wesentlich dichter besiedelt als der Osten. In diesem Jahr war die Zahl der Reviere im Norden und im Süden ausgeglichen.

In Schleswig-Holstein, wie in anderen Gebieten auch, wird das Binnenland entlang von Flüssen und Niederungsgebieten besiedelt (z.B. BUXTON 1962). Der Grund für die verstärkte Ansiedlung im Binnenland ist möglicherweise die Modernisierung und Intensivierung der Grünlandwirtschaft (BLASZYK 1953, BEINTEMA 1986). Es ist zu vermuten, daß die Bestände des Austernfischers, vor allem im Osten der ETS-Niederung, noch weiter zunehmen werden. Die Vögel stammen wahrscheinlich aus Überschußgebieten im Westen Schleswig-Holsteins und nur zum Teil aus dem Nachwuchs der in der ETS-Niederung brütenden Austernfischer.

5. Summary: Distribution and population density of Black-tailed Godwit *(Limosa limosa)*, Redshank *(Tringa totanus)*, Common Snipe *(Gallinago gallinago)* and Oystercatcher *(Haematopus ostralegus)* in the Eider-Treene-Sorge-lowlands in 1993 – a valuation of the results compared with investigations from 1981 and 1982

376 pairs of Black-tailed Godwit, 129 pairs of Redshank, 57 pairs of Common Snipe and 68 pairs of Oystercatcher were mapped in the Eider-Treene-Sorge-lowlands (ETS) in 1993.

The Black-tailed Godwit and the Redshank populated the ETS in the same dimension as they did in the beginning of the eighties. The Black-tailed Godwit mainly populates the eastern part of the ETS lowlands as it did eleven years ago. The center of distribution of the Redshank has, however, moved from the eastern to the western part since 1982. It is assumed that the populations of these two meadow-bird species are still able to reproduce themselves sufficiently to maintain their breeding population in the ETS.

The breeding range of the Common Snipe in the ETS has decreased dramatically since the eighties and it is assumed that the Common Snipe will disappear as a breeding bird from the ETS in the future. Apparently the population has not been able to reproduce itself sufficiently during the last years.

The breeding range of the Oystercatcher within the ETS has increased greatly in size since 1982. The birds colonizing the area originate in the west of Schleswig-Holstein. This is also documented by the fact that in 1993 the western part of the ETS was populated more densely than the eastern.

6. Schrifttum

BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. Vogelwarte 31: 183-391.

BEINTEMA, A.J. (1983): Meadow Birds as indicators. Environmental Monitoring and Assessment 3: 391-398.

BEINTEMA, A.J. (1986): Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? Corax 11: 301-310.

BEINTEMA, A.J. & G. J. D.M. MÜSKENS(1987): Nesting success of birds breeding in dutch agricultural grasslands. Journal of Applied Ecology 42: 743-758.

BERNDT, R. & M. HENß (1967): Die Kohlmeise, Parus major, als Invasionsvogel. Vogelwarte 24: 17-37.

BERNDT, R.K., K. HEIN & T. GALL (1994): Stabile Brutbestände der Uferschwalbe (Riparia riparia) zwischen 1979 und 1991 in Schleswig-Holstein. Vogelwelt 115: 29-37.

BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes. Aula Verlag, Wiesbaden.

BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL (1992): Bird census techniques. Academic Press, London.

BIOLOGISCHE STATION RIESELFELDER MÜNSTER (1984): Abschlußbericht über das vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderte Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Biologische Station Rieselfelder Münster". Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 302.

BLASZYK, P. (1953): Zum Brüten des Austernfischers im Binnenland. Vogelwelt 74: 41-45.

BUXTON, E.J.M. (1962): The inland breeding of the Oystercatcher in Great Britain, 1958-59. Bird Study 8: 194-209.

DE JONG, H. (1977): Experiences with the man-made meadow bird reserve „Kievitslanden" in Flevoland (The Netherlands). Biol. Conserv. 12: 13-31.

EIKHORST, W. (1985): Zur Erfassung der Avifauna im Land Bremen: Vergleich zwischen Gesamtflächenerfassung und Probeflächenkartierung in bezug auf ihre Aussagefähigkeit für Be-

standsentwicklung und Landschaftsplanung. Verh. Ges. Ökol. 13: 711-716.
GLOE, P. (1984): Besiedlung der Speicherköge an der Meldorfer Bucht 1983 durch Brutvögel. Corax 10: 355-383.
GLOE, P. (1992): Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Speicherkoog Dithmarschen (Westküste von Schleswig-Holstein) von 1984 bis 1991. Corax 15: 69-81.
GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 6 Charadriiformes 1. Teil. Akadem. Verlagsges., Frankfurt.
GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 7 Charadriiformes 2. Teil. Akadem. Verlagsges., Frankfurt.
GROSSKOPF, G. (1959): Zur Biologie des Rotschenkels. J. Orn. 99: 210-236.
GRÜNKORN, T. (1987): Bestand und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der Sorgeschleife. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
HANEL, A. (1986): Auswirkungen von Landbewirtschaftungsmaßnahmen auf Bestand und Bruterfolg von Wiesenvögeln in Stapelholm. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1, Ulmer, Stuttgart.
KUSCHERT, H. (1983): Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Husum Druck- und Verlagsges., Husum.
LUGERT, J. (1991 a): Zur Tierwelt im Bereich der Alten Sorge. Gutachten im Auftrag des Naturschutzvereines Meggerdorf.
LUGERT, J. (1991 b): Brutvögel der Eiderköge. Gutachten im Auftrag des Ministers für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein.
MARCHANT, J.H., R. HUDSON, S.P. CARTER & P.A. WHITTINGTON (1990): Population trends in British breeding birds. BTO, Tring.
NIEMEYER, H. (1974, 1980): Statistische Auswertungsmethoden. In: BERTHOLD, P. et al. (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. Kilda, Greven: 73-115.
OELKE, H. (1974, 1980): Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P. et al. (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. Kilda, Greven: 34-45.
PUCHSTEIN, K. (1966): Zur Vogelökologie gemischter Flächen. Vogelwelt 87: 32-47.
REMMERT, H. (1992): Ökologie. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Springer, Berlin.
SCHERNER, E. R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. Ökol. Vögel 3: 145-175.
SMITH, K.W. (1981): Snipe censusing methods. Bird Study 28: 246-248.
VAN DIJK, A.J. (1993): Handleiding SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON, Beek-Ubbergen.
WITT, H. (1986): Reproduktionserfolge von Rotschenkel (Tringa totanus), Uferschnepfe (Limosa limosa) und Austernfischer (Haematopus ostralegus) in intensiv genutzten Grünlandgebieten – Beispiele für eine „irrtümliche" Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. Corax 11: 262-300.
WITT, H. (1989): Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfe und Großem Brachvogel in Schleswig-Holstein. Ber. Dt. Sekt. Int. Rat für Vogelschutz 28: 43-76.
ZIESEMER, F. (1982): Bestandserfassung von Wiesenvögeln in unterschiedlich genutztem Grünland und Entwicklung von Vorschlägen zur Erhaltung rückläufiger Arten. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
ZIESEMER, F. (1986): Die Situation von Uferschnepfe (Limosa limosa), Rotschenkel (Tringa totanus), Bekassine (Gallinago gallinago), Kampfläufer (Philomachus pugnax) und anderen „Wiesenvögeln" in Schleswig-Holstein. Corax 11: 249-261.