

Siedlungsdichte auf Abwegen? Mit einem Beispiel der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)

K. Puchstein

PUCHSTEIN, K. (1999): Siedlungsdichte auf Abwegen? Mit einem Beispiel der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*). Corax 18: 2-8

Die bei Siedlungsdichteuntersuchungen kartierten, realen *Kontakte* und die mit ihrer Hilfe konstruierten *Papierreviere* bergen unterschiedliche Interpretations-Potentiale. Wird dies nicht angemessen beachtet, können Fehldeutungen und Informationsdefizite zur Verunsicherung der Leser führen. Einige neuere Publikationen aus dem Corax werden am Beispiel der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) kritisch hinterfragt und zu dieser Art Auswertungsmöglichkeiten mit Darstellungsmustern vorgestellt.

Klaus Puchstein, Falkenburger Straße 8, 23795 Bad Segeberg

Einleitung

Eigentlich hätten die Ornithologen Schleswig-Holsteins im vergangenen Jahr Anlaß gehabt, ein 50-jähriges Jubiläum zu feiern: 1948 wurde bei Bosau am Plöner See von Gerhard PAUSE (1954) die erste Siedlungsdichteuntersuchung im Lande gestartet. 1960 gründete sich der „Arbeitskreis Siedlungsdichte in der FAG“, der Vorläuferin unserer heutigen OAG.

Auf der dritten Zusammenkunft im November 1961 wurde bereits von 13 laufenden Untersuchungen berichtet (SCHMIDT 1962), und der damalige FAG-Vorsitzende und Schriftleiter der „Mitteilungen“, Dr. h.c. Georg WARNECKE (1962), rief zur tätigen Unterstützung auf, da die Ergebnisse „nicht nur für die Faunistik, sondern auch für viele andere Fragen von größter Bedeutung“ seien. Aber trotz wiederholter Appelle und internationaler Ausweitung dieses feldornithologischen Arbeitszweiges fanden sich in unserem Lande immer nur wenige aktive Interessenten.

Mit der historischen Einleitung will ich darauf hinweisen, daß wir in der OAG jahrzehntelang Erfahrungen in der Siedlungsökologie sammeln konnten und diese sich in der Weiterentwicklung der Arbeitsmethoden sowie einem teilweisen Wandel der Zielsetzungen niedergeschlagen haben. Das sollte bei der Auswertung aktueller und künftiger Untersuchungen nicht unbeachtet bleiben. In diesem Sinne sehe ich mich zu einigen kritischen Anmerkungen veranlaßt und ziehe dafür Veröffentlichungen über Siedlungsdichte-Untersuchungen aus den letzten Corax-Jahrgängen

heran. Als Beispielart habe ich die Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) gewählt, weil mehrere der zitierten Autoren sie (zufällig) in ihren Darstellungen hervorgehoben haben, was eine anschauliche Diskussion ermöglicht. Meine Kritik soll hilfreich sein und den Wert der Untersuchungen sowie deren Ergebnisse weder herabsetzen noch die Seriosität der Autoren in Zweifel ziehen.

Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierung

Die Untersuchungen der frühen Jahre waren zunächst von synökologischen Fragestellungen bestimmt. Es ging um die Vogelmenschen Gemeinschaften verschiedener Biotope und deren Bewertung nach Artenzahl und Besiedlungsdichte. Letztere ließ sich bei den territorialen Arten anhand ihrer „Reviere“ auf der Untersuchungsfläche ermitteln, wenn man die Beobachtungen kartierte und bei der Auswertung nach ihrer Zugehörigkeit sortierte. Mit den quantitativen Daten wurden die zuvor üblichen subjektiven Einschätzungen zur Häufigkeit der Arten überwunden. Beschränkt auf die Probeflächen als Ganzheit ließen sich flächeneinheitlich bezogene Dichten (Abundanz) und die Rangordnung (Dominanz) der angetroffenen Arten zahlenmäßig belegen und die vogelökologische Bedeutung des untersuchten Landschaftsausschnittes bewerten.

Hier endeten und enden auch heute noch die Aussagemöglichkeiten von Auswertungen auf Revierbasis. Verständliche Bestrebungen, etwa

den Ursachen unterschiedlicher Dichten und Artenkombinationen auf Teilbereichen der Probestflächen nachzugehen oder die ökologische Qualität unterschiedlicher Vegetationstypen oder -strukturen innerhalb der Untersuchungsfläche zu analysieren, enden in der Sackgasse oder verführen zu fragwürdigen Manipulationen der tatsächlichen Befunde. Die „Papierreviere“ (PUCHSTEIN 1966) sind lediglich methodische Hilfskonstruktionen zur Bestandszählung, Phantomflächen, deren Wirklichkeit auf die Lage der einzelnen Kontakte (nachgewiesener Beobachtungspunkte) beschränkt bleibt. Diese aber verteilen sich bei vielen Vogelarten auf mehrere Unterflächen oder Bestandstypen. Die Streuung nimmt mit der gesteigerten Aufgliederung des Untersuchungsgebietes zu. Solange sich der Bearbeiter zur ökologischen Analyse seiner Befunde lediglich auf die Reviere stützt, muß er zwangsläufig jedes Revier nur einer einzigen Teilfläche zuschlagen und die mühsam kartierte Inanspruchnahme der übrigen Unterflächen durch das betreffende Revierpaar ignorieren. Diese Zuschlagsmethode wird noch problematischer, wenn sie zur autökologischen Auswertung der Untersuchungsdaten herangezogen wird. Ist es doch gerade die kleinflächige Aufgliederung mit ihrer Vielfalt ökologischer Strukturen und dem hohen Anteil innerer Grenzlinien, welche bei der Revierwahl vieler Arten eine entscheidende Rolle spielt.

Diese Probleme haben wir im „Ausschuß für Siedlungsdichte“ bereits in den 60er Jahren ausgiebig diskutiert und Wege zu ihrer Lösung aufgezeigt. 1966 und 1980 sind von mir und 1981 von BUSCHE konkrete Beispiele aus der schleswig-holsteinischen Praxis dazu publiziert worden.

Fallstudien aus dem Corax

Dessen ungeachtet findet sich in einer Veröffentlichung von BRÄGER & DERNEDDE, wo es um die Abhängigkeit der Vogelgemeinschaften von fünf verschiedenen Vegetationseinheiten geht, noch 1995 die Mitteilung: „Für jede Brutvogelart wurde die bevorzugte Vegetationseinheit anhand der *Verteilung der Reviere* im Untersuchungsgebiet ermittelt. Sofern sich ein Revier über zwei oder mehr Flächen erstreckte, wurde es der Fläche (und damit Vegetationseinheit) *zugeordnet*, in der sich das *Zentrum* der zu diesem Revier gehörenden *Nachweise* befand“ (Hervorhebungen vom Verfasser).

1997 wendet DERNEDDE ein abgewandeltes Zuschlagsverfahren an: „Da eine Reihe der untersuchten Arten weitläufige Papierreviere haben kann, die über die Extensivflächen hinausragen würden, wurden in Anlehnung an PUCHSTEIN (1966) die *Reviere der Fläche zugeordnet*, wo die *Mehrzahl der Sichtbeobachtungen* erfolgte.“ Jeder Leser wird folgern, ich hätte in der zitierten Veröffentlichung die von DERNEDDE angewandte Auswertungsmethode empfohlen. Zur Richtigstellung zitiere ich aus meiner damaligen Zusammenfassung: „Bei Probestflächen uneinheitlicher Biotopstruktur ... muß eine Aufgliederung der Vogelbestände nach Unterflächen gefordert werden. Dies schien nach herkömmlichen Auswertungsmethoden nur möglich, wenn man die Vogelreviere ... auf Grund eines scheinbaren Übergewichts ... jeweils in *einem* Unterbiotop punktförmig lokalisierte. Je größer die Zahl der Subbiotope und je inniger ihre Verflechtung ist, umso mehr entfernen sich bei einer auf diese Weise erhaltenen Abundanz die Resultate von der Wirklichkeit, weil die meisten Vogelpaare in einem Lebensstättengemisch Teile *mehrerer* Unterbiotope in ihre Reviere einbeziehen. Um die tatsächliche Beanspruchung dieser Unterbiotope durch die Siedlerpaare besser erfassen zu können, wird eine Auswertungsmethode vorgeschlagen, die auf den beobachteten und fixierten Aufenthaltspunkten der Vogelindividuen basiert ... (darin) sieht der Verfasser Möglichkeiten, den mühevollen Aufwand von Siedlungsdichtestudien besser zu rechtfertigen durch eine Ausweitung der Ergebnisse in spezifisch ökologische Bereiche.“

Zur Auswertung meiner ersten Siedlungsdichteuntersuchungen habe ich „für die Analyse der Vogelwelt nach Waldbestandstypen“ beide Zuschlagsmethoden kombiniert, die Ergebnisse unter ausdrücklichem Vorbehalt ihrer Anfechtbarkeit veröffentlicht (PUCHSTEIN 1962) und 1979 in einem Vortrag auf der International Conference on Bird Census Work die Fehlerquote der eigenen Resultate aufgezeigt: „Nur 37 % der kartierten Beobachtungen repräsentierten (bei der Amsel, *Turdus merula*) jene Vegetationsstrukturen, welche im Endergebnis aber als ausschließlich besiedelt erschienen. D.h., daß die Amseln sich überwiegend in Strukturen aufhielten, die das Ergebnis gar nicht ausweist“ (PUCHSTEIN 1979). Der Modellfall in Abb. 1 veranschaulicht die Fehlerquellen der Zuschlagsmethoden.

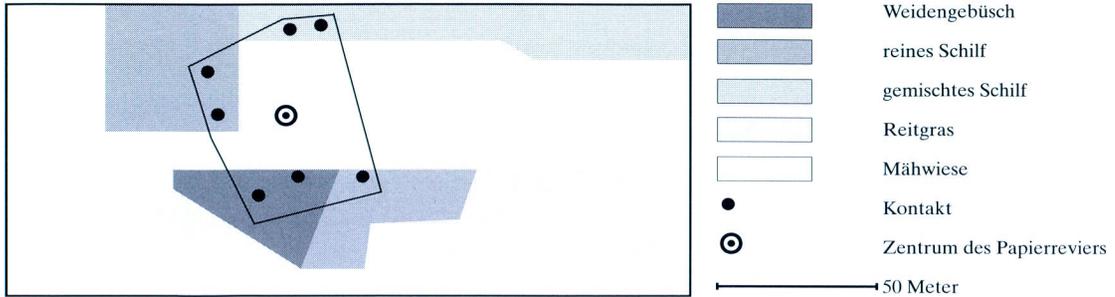


Abb. 1: Ausschnittmodell einer Niedermoorlandschaft, deren kleinflächige Aufgliederung in Vegetationstypen an die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet von BRÄGER & DERNEDDE (1995) angelehnt ist. Wird das Papierrevier um die angenommenen Kontakte nach dem Verfahren der Autoren „der Fläche zugeordnet, in dem sich das Zentrum der zu diesem Revier gehörenden Nachweise befand“, so entfällt es auf die Vegetationseinheit „Wiese.“ Diese wurde von den Rohrammern nicht frequentiert, sondern höchstens überflogen.

Wenn es statt dessen nach DERNEDDE (1997) „der Fläche zugeordnet wird, wo die Mehrzahl der Sichtbeobachtungen erfolgte“, so erhält den alleinigen Zuschlag das „reine Schilf“, das nur zu 43 % aufgesucht wurde. Die Mehrheit (57 %) der ermittelten Kontakte in „gemischtem Schilf“ und „Weidengebüsch“ bleiben unberücksichtigt.

Fig. 1: Possibilities for error during the assignment of field observations to „marked territories“ are demonstrated on a landscape model with five vegetation units.

Als Ausweg aus diesem Auswertungsdilemma kann die Partizipationsmethode (PUCHSTEIN 1966) gewählt oder, wenn man auf ökologisch gesicherte Abundanzen verzichten will, die absolute bzw. relative Präferenz (PUCHSTEIN 1980) zur Bewertung von Landschaftsstrukturen oder für Habitatanalysen herangezogen werden. Diese Verfahren fassen auf den nachgewiesenen Kontaktaten; Papierreviere enthalten immer ein gut Stück Spekulation.

Daher habe ich auch Vorbehalte, wenn STRUWE-JUHL & BÜTJE (1995) formulieren: „Für Arten, die eine Bevorzugung für bestimmte Wiesenutzungstypen erwarten lassen, wurden mit Hilfe des aktuellen Flächenangebotes und der *vorgefundenen Revierverteilung Habitatpräferenzen* berechnet.“ Im Freiland kann man die Revierzugehörigkeit von nicht individuell gekennzeichneten Vögeln nicht erkennen, also auch nicht festlegen, wo die Reviergrenzen sind. Dies versucht man bei der auch von den Autoren angewendeten Erfassungsmethode nach ERZ et al. (1968) nachträglich am Schreibtisch durch Zuordnen der anonymen Kontakte. Diese subjektive Einschätzung kann mit der Freilandwirklichkeit übereinstimmen, aber auch stark von ihr abweichen. (Ausnahmen bieten höchstens isoliert vorkommende Einzelpaare). Die Autoren geben nicht an, nach welchen Kriterien (Zentrum, Überhang) die Papierreviere den Unterflächen im Hohner-See-Gebiet zugeteilt wurden. In die Kartenskizzen sind sie punktförmig eingetragen, so daß der Leser – noch erschwert durch den klei-

nen Abbildungsmaßstab – nicht erkennen kann, ob zahlreiche innere Grenzpaare bei der Rohrammer sich ausschließlich immer nur in *einer* Vegetationseinheit aufhielten, wie es den Anschein hat, oder nicht doch die Nachbarflächen – und in welchem Grade – mitnutzten. Damit würden im Habitatspektrum die Anteile von Kleinsiegenwiesen, extensiven Mähwiesen und Sukzessionsflächen – deren Frequentierung von etwa einem Viertel im autökologischem Ansatz nicht gewürdigt wird – auf mehr als 25 % ansteigen. Die Autoren dagegen formulieren, unterstützt durch Zitate so, als sei Schilf (*Phragmites australis*) ein nahezu unabdingbares Habitat-Requisit im Rohrammer-Habitat. Die tatsächliche Beanspruchung mit Schilf ausgestatteter Standorte im Hohner-See-Gebiet aber wird zahlenmäßig nicht belegt, obgleich dies durch Auszählung der Kontakte vermutlich unschwer möglich gewesen wäre.

Auch ZIESEMER (1996) zeichnet für die Rohrammer Punktreviere in seine sehr uniform ausgeführte Grundkarte ein, ohne deren Lokalisierung zu begründen. In diesem Fall hätten Papierreviere mit allen registrierten Kontakten (ggf. in vergrößerten Skizzen) möglicherweise Aufschluß darüber geben können, ob (suboptimale?) Rapsreviere ausgedehnter waren als die benachbarten Grünlandreviere in der Teichumgebung, oder auch, ob letztere randlich Teile des Rapsackers miteinbezogen haben, wie dies umgekehrt die Rapsiedler taten, was in der Karte leider nicht verzeichnet ist. Derart anschaulich und zahlen-

mäßig belegte Wechselbeziehungen an inneren Grenzen wären bei einer Art mit aktuellen Habitatveränderungen (BERNDT 1995) mitteilenswert und könnten zu weiteren, kritischen Nachforschungen anregen. – In diesem Zusammenhang ist zu beachten, daß Papierreviere nicht nur die Ausdehnung des eigentlichen Reviers im Sinne des verteidigten Territoriums andeuten, sondern auch Kontakte einbeziehen können, die im weiterreichenden, neutralen Aktionsraum registriert wurden.

Fazit der Kritik

Die Beispiele haben gezeigt, daß Punktreviere Darstellungen sind, die nicht nur zu erheblichen Verzerrungen oder gar Verfälschungen führen können, sondern den Lesern zugleich Informationen aus der Datenfülle der gesicherten Kontakte vorenthalten und unterstellen, die Deutung der Autoren sei die einzige Interpretationsmöglichkeit der Befunde. Kartenabbildungen, die nur oder nicht viel mehr als die topographische Verteilung spekulativer Punktreviere enthalten, sind aussagearm und wenig geeignet, die Schlußfolgerungen der Autoren überzeugend zu stützen.

Soll der Leser am Interpretationsprozeß beteiligt werden – was meines Erachtens wünschenswert ist – so sind Kartenabbildungen mit möglichst vielen, für das jeweilige Thema relevanten Einzelheiten der ökologischen Struktur der Untersuchungsgebiete eine wesentliche Voraussetzung. Ihre Darstellung kann an zeichentechnische Grenzen stoßen oder (und) verwirrend wirken. Aber Vereinfachungen oder Zusammenfassungen gehen stets zu Lasten der vielfältigen Wirklichkeit, die entscheidender Faktor für die Besiedlung sein kann. Informationstiefe sollte daher Vorrang vor der graphischen Ästhetik der Abbildungen haben. Der Konflikt muß ggf. durch auszugswise Darstellung auf thematischen Sonderkarten gelöst werden, z.B. wenn es gilt, die Wirkung eines Faktors innerhalb des komplexen Gefüges der Umwelteinflüsse separat zu demonstrieren.

Auswertungs-Muster aus der Siedlungsdichte-Praxis

Abschließend will ich versuchen, an einem konkreten Auswertungsbeispiel meiner Bestandserhebung im Heidmoor im östlichen Kreis Segeberg aufzuzeigen, welche Aussagen aufgrund von Siedlungsdichte-Untersuchungen nach meiner

Auffassung möglich und vertretbar sind, aber auch ausgeschöpft werden sollten.

Untersuchungsgebiet und Methode

Das Untersuchungsgebiet von 119 ha Moorwiesen ist in seinem Zustand vor der Renaturierung von PUCHSTEIN (1991) beschrieben worden. Im Winter 1992/93 wurden die Entwässerungsgräben im größeren Teil dieser Fläche an 50 Stellen verschüttet und an weiteren 25 Stellen durch Ausweitung und Verwallung so verbaut, daß kleine Stauteiche entstanden. Hinzu kamen zwei neu ausgebagerte, separate Kleingewässer. Einige funktionierende Entwässerungsgräben existieren noch im Grenzbereich (siehe auch Abb. 4). Die ehemaligen Wirtschaftswiesen sind teilweise in die Sukzession entlassen worden, oder sie dienen als Extensivweiden (maximal ein Rind je Hektar) bzw. -wiesen der „Pflügenutzung“. Alle Parzellen sind von ungenutzten Randstreifen mindestens fünf Meter breit umsäumt. Auf den Brachflächen und -säumen entwickelt sich mit allmählich zunehmender Artenzahl eine üppige Gräser- und Staudenvegetation von sehr unterschiedlicher Höhen- und Dichtestruktur.

Die Ergebnisse der Einmalkontrollen im Jahre 1989 (PUCHSTEIN 1991) dienen mit Vorbehalt als Vergleichsbasis der Bestandsveränderungen in den Folgejahren, in denen zahlreiche Kartierungen vorgenommen worden sind.

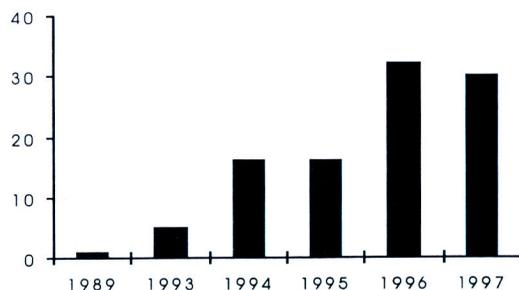


Abb. 2: Die Rohrammer reagierte spontan auf die biotopfördernden Maßnahmen im Heidmoor: Von nur einer Feststellung bei der Einmalkontrolle 1989 stieg der Bestand auf fünf Reviere im ersten Jahr nach Einleitung der Renaturierung, danach mit deren Fortschreiten sprunghaft auf das Sechsfache an. Zum Ende der Kontrolljahre erreichte die Abundanz 2,5 Papierreviere/10 ha.

Fig. 2: Population development of the Reed Bunting during the restoration of the Heidmoor, Segeberg, Schleswig-Holstein.

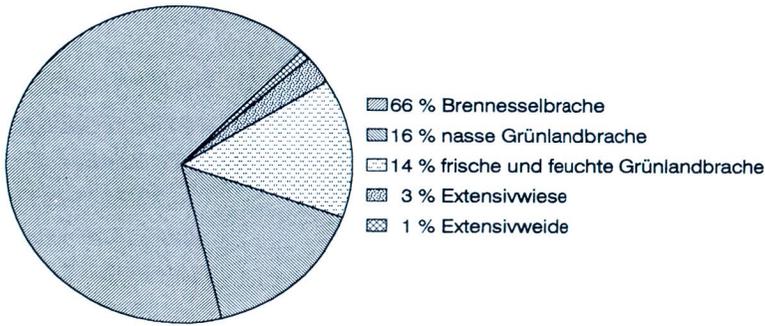


Fig. 3: *Habitat preference of the Reed Bunting in the Heidmoor in 1997.*

Weitere Einzelheiten zum Gebiet und zur Methode finden sich in PUCHSTEIN (1999). Dort ist auch der Dank an alle Mitwirkenden bei der Heidmoorarbeit ausgesprochen worden. Das Kreisdiagramm zu Abb. 3 fertigte freundlicherweise A. ORTMANN an.

Ergebnisse zur Rohrammer

Auf der Basis der ermittelten Papierreviere läßt sich feststellen, daß die Renaturierungsmaßnahmen im Heidmoor sich auf 9 von 10 residente Wiesenvogelarten im weiteren Sinne bestandsfördernd auswirkten und 6 weitere Arten sich neu ansiedelten. Am auffälligsten profitierten Bewohner üppig entwickelter Krautfluren wie Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*), Feldschwirl (*Locustella naevia*) und die Rohrammer (s. Abb. 2). Ab 1996 trat die Rohrammer in der Dominanzstaffel an die zweite Stelle nach dem Sumpfrohrsänger und vor Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Feldlerche (*Alauda arvensis*).

Bei dieser Dichte ist der Grünlandbereich ungleichmäßig und nicht flächendeckend besiedelt. Aus einer – hier nicht abgebildeten – Karte mit differenzierter Darstellung der Brache- und Nutzungsvarianten läßt sich an der Verteilung der Kontakte ablesen, welche Grünlandtypen die

Rohrammern im Heidmoor aufsuchen und bevorzugen. Die Vorliebe für Bestände der Großen Brennessel (*Urtica dioica*) zeichnete sich bereits 1994 ab und läßt sich für 1997 durch Übertragen der Kontakte in eine Sonderkarte zahlenmäßig belegen (s. Abb. 4). Die Zusammenfassung beider Analysen lieferte das in Abb. 3 dargestellte Ergebnis.

Wie ersichtlich wird das Verteilungsmuster der Rohrammer im Heidmoor vorwiegend vom Vorkommen der Großen Brennessel bestimmt. Der Einfluß des nicht so häufigen Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*) war nicht eindeutig belegbar. Schilfrohr (*Phragmites australis*) kommt mit ca. 75 m² nur an einer Stelle vor (D-E/8) und wurde anscheinend nicht besiedelt (vergl. dagegen die von STRUWE-JUHL & BÜTJE 1995 zitierten Untersuchungen). – Obgleich nach GLUTZ & BAUER (1997) in der Insektennahrung zur Brutzeit Formen häufig sind, deren Entwicklung im Wasser abläuft, entfiel im Heidmoor nur ein Drittel der Kontakte auf gewässernahe Standorte; dagegen war die größte und sumpfigste Naßbrache (C-D/8-9) alljährlich gut besiedelt. Darin unterschied sich die Rohrammer von Sumpfrohrsänger und Feldschwirl, deren Habitatspektren sehr ähnlich sind, die jedoch noch stärker die Brennessel

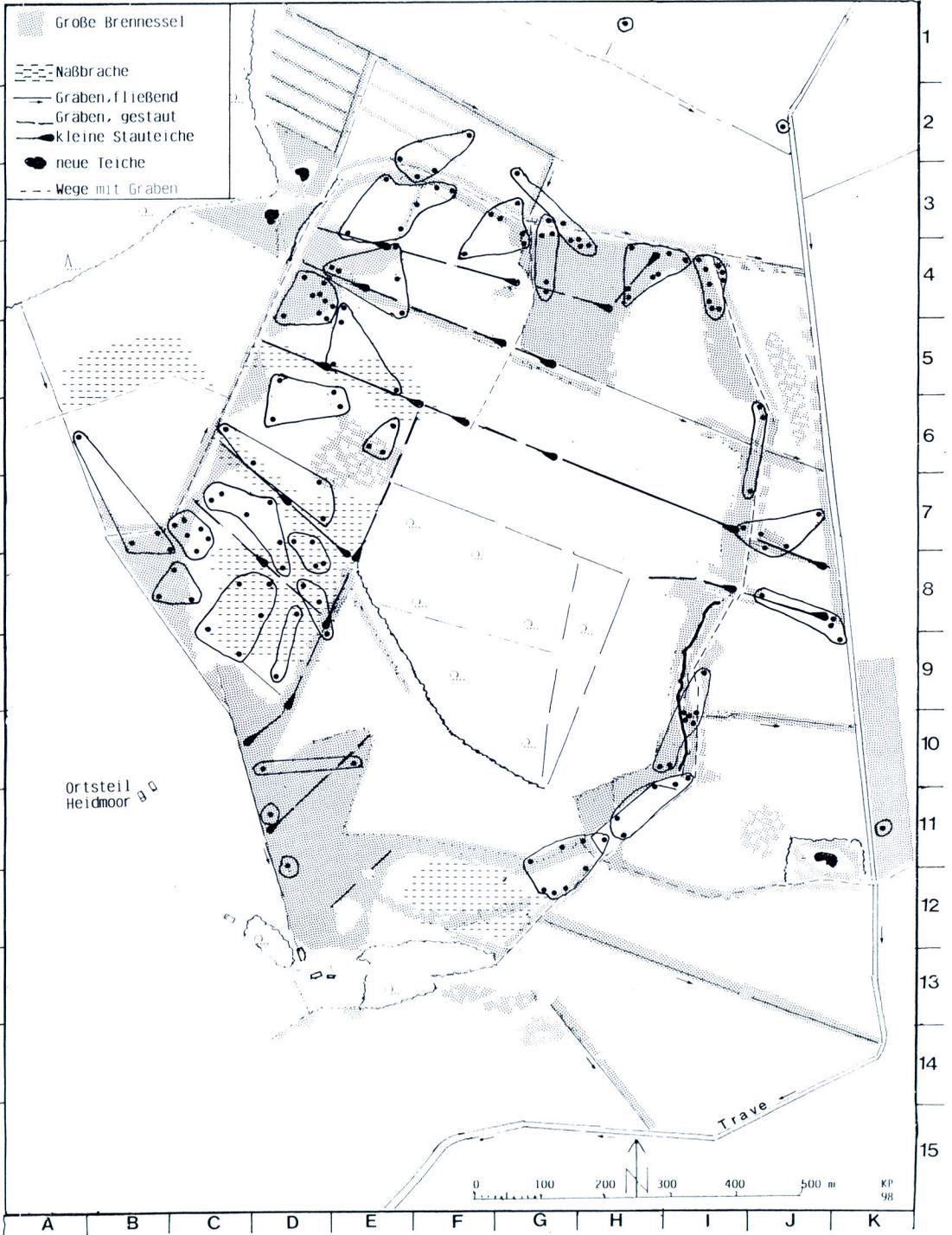
Abb. 3:

Das kollektive Habitat-Präferenzspektrum der Rohrammer im Heidmoor 1997, wie es sich aus 128 nachgewiesenen Kontakten im Rahmen einer synökologischen Untersuchung ergibt. Mit einem Anteil von 96 % wurden die Rohrammern fast ausschließlich auf Sukzessionsbrachen beobachtet. Zwei Drittel aller Kontakte entfallen auf Brennesselbestände, die vom Boden her zur frischen und feuchten Grünlandbrache gehören.

Abb. 4: Kontakte und Papierreviere der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) 1997 projiziert auf die Gewässerkarte des Untersuchungsgebietes, ergänzt durch Kennzeichnung der Brennesselbestände (*Urtica dioica*) und der Naßbracheeflächen (sowie Abgrenzung der Waldflächen).

24 von 33 Papierrevieren enthalten Kontakte mit Brennesselbeständen (58 %), während die Kontakte selbst zu 66 % darauf entfallen. Aber die brennesselreichen Teilgebiete sind (noch?) nicht flächendeckend besetzt. Schmale und breite Säume und Randstreifen genießen anscheinend den Vorzug gegenüber ausgedehnten, uniformen Nesselflächen. An oder in unmittelbarer Nähe von Gewässern verschiedener Ausprägung wurden 34 % der registrierten Rohrammern festgestellt. Die ungleiche Absicherung der Papierreviere durch je ein bis neun Kontakte ist auf die geringere Kontrollintensität in wegfernen Bereichen zurückzuführen.

Fig. 4: *Field observations and „marked territories“ of the Reed Bunting in the Heidmoor in 1997 show a preference to stands of stinging-nettle in moist areas.*



bevorzugen (94 bzw. 79 % der Kontakte). Die Bestandszunahme der drei Arten korrespondierte mit der Ausweitung der Brennesselbrache seit Beginn der Renaturierung.

Summary: Census work gone astray? The Reed Bunting as an example

The observations made in the field during population density studies and the „marked territories“ constructed from these observations are subject to differences in interpretation. If this is not taken into consideration when publishing results, misinterpretation and an information deficit can confuse readers. A number of new publications in *Corax*, with the Reed Bunting as an example, are examined critically. Possibilities of analysis are presented with examples.

Schrifttum

BERNDT, R.K. (1995): Aktuelle Veränderungen der Habitatwahl schleswig-holsteinischer Brutvögel – Verstädterung, Wechsel von Nadel- in Laubholz, Besiedlung von Wintersaaten und Ackerbrachen. *Corax* 16: 109-124.
BUSCHE, G. (1981): Zur Siedlungsdichte von Sommervögeln auf einem Vorland im Westen Schleswig-Holsteins. *Vogelwelt* 102: 201-215.
BRÄGER, S. & T. DERNEDDE (1995): Die Vogelgemeinschaften des Ramstedter Moores in Abhängigkeit von Vegetationseinheiten. *Corax* 16: 84-93.
DERNEDDE, T. (1997): Haben kleine Extensiv-Grünlandflächen für die Vogelwelt einer vielfältig genutzten, reich gegliederten Agrarlandschaft eine Bedeutung? *Corax* 17: 6-18.

ERZ, W., H. MESTER, R. MULSOW, H. OELKE & K. PUCHSTEIN (1968): Empfehlungen für Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. *Vogelwelt* 89: 69-78.
GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1997): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Bd. 14/III. Aula, Wiesbaden.
PAUSE, G. (1954): Revierbesetzung und Siedlungsdichte der Brutvögel eines Gebietes der Schleswig-Holsteinischen Seenplatte in den Jahren 1948-1952. *Biol. Abh. Heft* 7/8
PUCHSTEIN, K. (1962): Der Vogelbestand eines ostholsteinischen Waldstückes. *Mitt. Faun. Arbgem. Schleswig-Holstein N. F.* 15: 37-51.
PUCHSTEIN, K. (1966): Zur Vogelökologie gemischter Flächen. *Vogelwelt* 87: 161-176.
PUCHSTEIN, K. (1979): Ökologische Bewertung von Landschaftsteilen nach neuen siedlungsbiologischen Kriterien. *Bird Census Work and Nature Conservation. Proceedings VI*: 77-81.
PUCHSTEIN, K. (1980): Zur Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft mit einer ornitho-ökologischen Bewertung der Knickstrukturen. *Corax* 8: 62-106.
PUCHSTEIN, K. (1991): Zur Vogelbesiedlung entwässerter Mooren in Ostholstein mit einer kritischen Bewertung von Einmalkontrollen. *Corax* 14: 239-248.
PUCHSTEIN, K. (1999): Weideland als Wachtelkönig-Habitat! – Eine Schutz-Alternative? *Corax* 18: 42-58.
SCHMIDT, A. (1962): Bericht Arbeitskreis Siedlungsdichte in der FAG. *Mitt. Faun. Arbgem. Schleswig-Holstein N. F.* 15: 51.
STRUWE-JUHL, B. & K. BÜTJE (1995): Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Hohner See-Gebiet. *Corax* 16: 133-152.
WARNECKE, G. (1962): Untersuchungen zur Siedlungsdichte ... (Vorstandsmitteilung). *Mitt. Faun. Arbgem. Schleswig-Holstein N. F.* 15: 52.
ZIESEMER, F. (1996): Die Brutvögel einer Knicklandschaft im ostholsteinischen Hügelland. *Corax* 16: 260-270.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 1999-2002

Band/Volume: [18](#)

Autor(en)/Author(s): Puchstein Klaus

Artikel/Article: [Siedlungsdichte auf Abwegen? Mit einem Beispiel der Rohrammer \(*Emberiza schoeniclus*\) 2-8](#)