Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe *(Limosa limosa)*

B. Struwe-Juhl

STRUWE-JUHL, B. (1995): Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe *(Limosa limosa)*. Corax 16: 153-172

1. Im Hohner See-Gebiet wurden während der Brutperiode 1993 die Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen auf die Nahrungsökologie und den Bruterfolg von Uferschnepfen untersucht. Die durchgeführten Maßnahmen beinhalteten sowohl Wasserstandsanhebungen als auch die Einführung einer Bearbeitungsruhe auf weiten Teilen der landwirtschaftlich genutzten Flächen bis zum 1. Juli.

2. Die hohen Grundwasserstände im Einstaubereich verursachen eine geringe Bodenfestigkeit der angrenzenden Bereiche. Im Bereich der extensiv genutzten Mähwiesen lag die Bodenfestigkeit im April zwischen 35 und 40 N/cm², im Mai zwischen 55 und 70 N/cm². Im Bereich intensiv genutzter Wiesen lag die Bodenfestigkeit im Mai zwischen 95 und 130 N/cm² und damit zeitweilig knapp oberhalb von 125 N/cm² als theoretischem Grenzwert der Stocherfähigkeit für Uferschnepfen.

3. Die Vegetationshöhe auf intensiv und extensiv genutzten Mähwiesen unterschied sich signifikant. Auf den intensiv genutzten Flächen führten die hohe und undurchdringliche Vegetation sowie die ungünstigen Bodenverhältnisse zur Aufgabe zahlreicher Bruten.

4. Die adulten Uferschnepfen fraßen im März und April überwiegend Regenwürmer, die aufgrund der angestauten Grundwasserstände in hoher Dichte bodennah vorkamen und gut verfügbar waren. Die bevorzugten Nahrungsplätze lagen auf Grünlandflächen oberhalb von 20 cm über dem Seespiegel. In diesen Bereichen wurden die höchsten Regenwurm-Dichten festgestellt.

5. Die höchsten Siedlungsdichten der Regenwürmer *(Octolasium lacteum)* traten im März auf. Im Verlauf der Brutsaison nahmen sie ab, weil die Tiere in tiefere Bodenschichten abwanderten. Im Bereich extensiv genutzter Mähwiesen sank die Abundanz der Regenwürmer von 208 Ind./m² im März auf 96 Ind./m² im Juni. Die Abundanzen in staunassen Kleinseggenwiesen waren deutlich niedriger. Uferschnepfen, die in Kleinseggenwiesen brüteten, flogen deshalb während der Bebrütungsphase regelmäßig zu Nahrungsgebieten außerhalb ihrer Brutreviere.

6. Seit Beginn der Einstaumaßnahmen im Januar 1991 nahm der Brutbestand der Uferschnepfe signifikant zu.

7. Der Schlupferfolg hing von der landwirtschaftlichen Nutzung ab. Er war im Untersuchungsgebiet auf den intensiv genutzten Mähwiesen signifikant niedriger (38 %, n = 8 Gelege) als auf extensiv genutzten (77 %, n = 22 Gelege).

8. Gesamtschlupferfolg (71 %; n = 28 Bp) und Bruterfolg (0,75 Juv/Bp) waren im Hohner See-Gebiet 1993 höher als in anderen, konventionell bewirtschafteten Gebieten der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Die Ergebnisse vom Hohner See zeigen, daß Uferschnepfen in der Lage sind, auf ein verbessertes (extensiver genutztes) Biotopangebot zu reagieren. Durch die Nutzungsbeschränkungen, die Anhebung des Grundwasserstandes und die periodisch auftretenden Überschwemmungen konnte die Attraktivität des Hohner See-Gebietes als Bruthabitat für Uferschnepfen verbessert werden.

Bernd Struwe-Juhl,
Staatliche Vogelschutzwarte Schleswig-Holstein, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

1. Einleitung

In Schleswig-Holstein brütete die Uferschnepfe noch um die Jahrhundertwende vorwiegend in natürlichen Biotopen der ausgedehnten Flußniederungen. Dementsprechend waren „weitschichtige Sümpfe, mit nassen Wiesen abwechselnd, übrigens ganz baumleere, niedrige, von Zeit zu Zeit überschwemmte Gegenden ..." die wichtigsten Bruthabitate der Uferschnepfe (NAUMANN 1902). Mit der zunehmenden Kultivierung solcher Landschaften besiedelte sie zunehmend auch Wiesen und Weiden. Die beginnende Intensivie-

rung der Grünlandbewirtschaftung förderte diese Entwicklung zunächst, indem sie durch mäßige Düngung und Kalkung den Stoffumsatz im Boden beschleunigte. Dadurch nahm die endogäische Fauna und somit das Nahrungsangebot für Wiesenvögel zu. Mit fortschreitender Steigerung der Bewirtschaftungsintensität überwogen ab Ende der 70er Jahre zunehmend negative Auswirkungen (ZIESEMER 1986).

In Schleswig-Holstein sank der Brutbestand der Uferschnepfe von ca. 2000 Paaren um 1977 auf ca. 1500 Paare um 1986 (GLUTZ et al. 1977, ZIESEMER 1986). Als wesentliche Ursachen für den Rückgang der Uferschnepfe und anderer Wiesenvögel in Schleswig-Holstein nennt KUSCHERT (1983) folgende landwirtschaftliche Maßnahmen:

- Absenkungen des Grundwasserspiegels,
- Walzen und Schleppen,
- Düngen,
- zu frühe Mahd,
- Einsaat ertragreicher Gräser,
- intensive Beweidung.

„Die Faktoren Grundwasser und Nahrungsangebot wirken jedoch allein limitierend und können auch nicht kompensiert werden. Mit einem Absenken des Grundwasserspiegels und der damit einhergehenden Verschlechterung der Ernährungsbedingungen müssen gleichzeitig die meisten Wiesenvogelarten abwandern" (KUSCHERT 1983).

Den Forderungen nach einer Verbesserung des Wiesenvogelschutzes folgten von staatlicher Seite recht bald erste Lösungsansätze. Eine sog. „Extensivierungsförderung" wurde in weiten Teilen des Landes eingeführt (MELF 1986), und besonders schutzwürdige Feuchtgebiete wurden durch die 1977 ins Leben gerufene Stiftung „Naturschutz Schleswig-Holstein" aufgekauft. Ziel war es, durch eine optimierte Wasserstandsführung und eine extensive Bewirtschaftung die Lebensräume für Wiesenvögel zu verbessern oder wiederherzustellen. Im Bereich der Eider-Treene-Sorge-Niederung wurden in den Naturschutzgebieten Alte-Sorge-Schleife, Delver Koog, Tielener Moor, Tetenhusener Moor und Hohner See entsprechende Naturschutzmaßnahmen durchgeführt. Um den Erfolg dieser Maßnahmen zu überprüfen, sind umfassende Effizienzkontrollen erforderlich.

Die vorliegende Untersuchung wurde 1993 durchgeführt. Ihr Ziel war es, die Auswirkungen der im Hohner See-Gebiet durchgeführten Naturschutzmaßnahmen auf Bestand und Bruterfolg der Uferschnepfe zu analysieren, wobei insbesondere Fragen zur nahrungsökologischen Situation im Vordergrund standen.

Danksagung

Mein Dank gilt all denen, die mich bei meiner Arbeit ideell oder tatkräftig im Gelände unterstützt haben. Insbesondere danke ich Prof. Dr. W. SCHULTZ (†) und Prof. Dr. H. BOHLKEN (Institut für Haustierkunde der Universität Kiel) für die Vergabe und Betreuung des Themas als Diplomarbeit. Dr. H. SCHULZ vom NABU-Institut für Wiesen und Feuchtgebiete in Bergenhusen ermöglichte die kostenlose Unterbringung vor Ort und half beim Digitalisieren der Gebietskarte. Dr. E. GLÜCK vom Institut für Landschaftsökologie gab Hinweise für die Bearbeitung der Bodenproben und stellte das Arbeitsgerät seines Institutes zur Verfügung. Dr. E. TECHOW vom Grünlandinstitut in Bredstedt ermöglichte die Benutzung der Bodendrucksonde. Dr. K. BÜTJE stellte mir seine Uferschnepfen-Daten aus dem Hohner See-Gebiet zur Verfügung, und M. KRUSE vom Amt für Land- und Wasserwirtschaft in Heide überließ mir diverses Kartenmaterial und die Ergebnisse der Pegelwasserstandsmessungen. Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes danke ich Dr. W. KNIEF und Dr. F. ZIESEMER.

2. Das Untersuchungsgebiet

Der Hohner See liegt im Zentrum von Schleswig-Holstein, etwa 12 km westlich von Rendsburg. Mit einer Wasserfläche von ca. 70 ha und einer maximalen Tiefe von nur 1 m ist er der letzte noch erhaltene Flachwassersee am Rande der ehemals ausgedehnten Überschwemmungslandschaft der Eider-Treene-Sorge-Niederung. 1870 hatte der Hohner See eine freie Wasserfläche von rund 131 ha (ALW 1986). Heute ist er, mit Ausnahme des im Norden angrenzenden Königsmoores (überwiegend kultiviertes Hochmoor), von Niedermoortorfflächen umgeben, welche z.T. Mächtigkeiten von mehreren Metern aufweisen (ALW 1986). Der Wasserkörper des Sees befindet sich in einem polytrophen Zustand mit einem stets frei verfügbaren Nährstoffangebot. Die gemessenen Stickstoff- und Phosphatkonzentrationen gehören zu den höchsten bisher gemessenen Werten in Schleswig-Holstein (LW 1985). Sie sind insbesondere auf

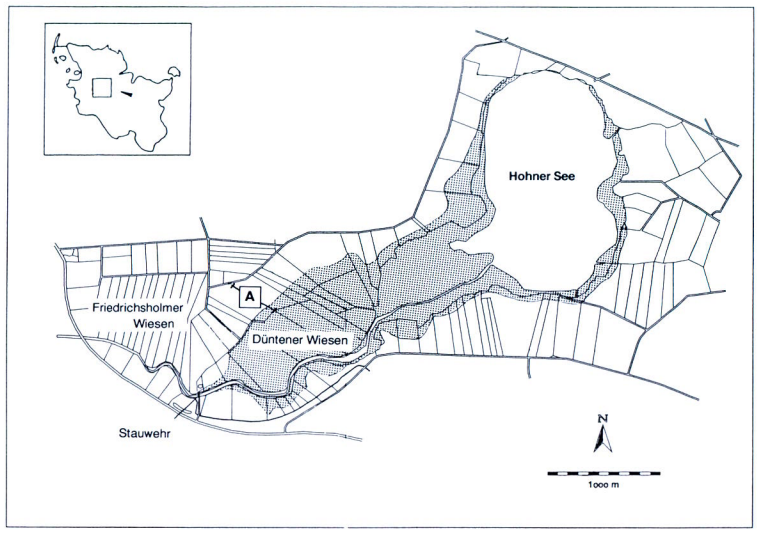


Abb. 1: Untersuchungsgebiet „Hohner See" und Lage des Transektes (A) zur Bestimmung der Regenwurmdichte

Punktierte Fläche: Ausdehnung der periodisch überschwemmten Vernässungszone bei einem Wasserstand von etwa -30 cm NN

Fig. 1: Study area of the Hohner See and the location of the transect (A) used for determination of the densities of earthworms. Shaded area: extent of the temporarily flooded area (= water level under -30 cm NN)

die Einleitung von häuslichen Abwässern aus der Ortschaft Hohn zurückzuführen. Stark belastet wird der See auch über den das Königsmoor entwässernden Vorfluter, da durch die Remineralisation der im Torf gebundenen Nährstoffe dort eine erhebliche Eutrophierungsquelle entstanden ist.

Renaturierungsmaßnahmen

Unter finanzieller Beteiligung der Europäischen Gemeinschaft und des Ministers für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein wurde in den Jahren 1986-1991 die „Sanierung und Entwicklung des Hohner Sees und seiner Umgebung" betrieben. Federführend für die Planung und Umsetzung des Projektes war das Amt für Land- und Wasserwirtschaft in Heide unter Beteiligung der in der Arbeitsgemeinschaft „Rettet Feuchtgebiete" zusammengeschlossenen Naturschutzverbände und der zuständigen Naturschutzbehörden. Die eingesetzten Finanzmittel in Höhe von 4,17 Mio DM wurden unter folgenden Zielsetzungen investiert (ALW 1990):

- Verlangsamung der durch hohe Nährstoffeinträge beschleunigten Verlandung,
- Förderung der seltenen Lebensgemeinschaften des temporär überschwemmten Grünlandes im seenahen Bereich sowie
- Regeneration der vorhandenen restlichen Moorparzellen.

Für die Realisierung der Maßnahmen zur See-Sanierung (externe Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge) und zur Förderung des temporär überschwemmten Grünlandes war ein Flächenerwerb von 256 ha erforderlich, davon 193 ha in der direkten Umgebung des Hohner Sees. Die erworbenen Flächen befinden sich heute im Eigentum der Stiftung „Naturschutz Schleswig-Holstein". Die Abwässer der Ortschaft Hohn werden jedoch noch bis zur Inbetriebnahme einer Gemeinschaftskläranlage Ende 1995 in den See geleitet.

Um dem Hohner See wieder eine freie Wasserfläche wie um 1870 zu geben und die Renaturierung der Uferzonen und des temporär überschwemmten Grünlandes einzuleiten, wurde in einem ersten Teilschritt der Seewasserspiegel um 20 bis 25 cm und der Wasserspiegel der oberen Ablaufrinne um 50 bis 60 cm angehoben. Für den Bau eines neuen Stauwehres im Seeablauf zur Eider war eine Umleitung der Rinne erforderlich (Abb. 1). Dies führte zu einer Profilverengung mit ersten Staueffekten im Bereich der Düntener Wiesen (ab November 1988). Der erste offizielle Wassereinstau erfolgte am 28.1.91. Ein weiterer Anstau soll in den nächsten Jahren schrittweise unter Beachtung der Auswirkungen durchgeführt werden. Dabei muß die mittelfristige Verbesserung der Wasserqualität infolge der See-Sanierungsmaßnahmen abgewartet werden, um eine Eutrophierung der nährstoffarmen Wassergreiskrautwiesen zu vermeiden.

Der Staubetrieb soll dabei zukünftig wie folgt geregelt werden (ALW 1990):

- Während des Sommerhalbjahres wird konstant ein Wasserstand von -60 cm NN gehalten.

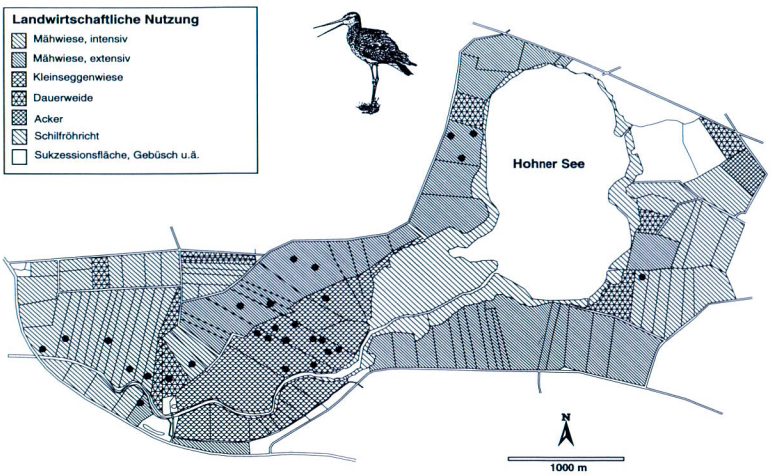


Abb. 2: Landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet Hohner See am 1. Juni 1993 und Brutvorkommen der Uferschnepfe

Vignette: W.D. DAUNICHT

Fig. 2: Agricultural utilization in the study area on the 1. June 1993 and the occurrence of Black-tailed Godwits

- Für das Winterhalbjahr ist für mehrere Wochen ein Wasserstand von -30 cm NN vorgesehen.

Landwirtschaftliche Nutzung

Das Untersuchungsgebiet hat eine Größe von 459 ha und umfaßt den Hohner See mit den umgebenden Grünlandflächen (Abb. 1). Die von KÖLBEL (1988) im Untersuchungsgebiet kartierten Pflanzengesellschaften bilden ein buntes Mosaik entsprechend den kleinräumig stark wechselnden Nutzungs- und Standortverhältnissen. Demnach wird das von Uferschnepfen besiedelbare Grünland von Weidelgras-Weißklee-Gesellschaften *(Lolio-Cynosuretum)*, Quecke-Gesellschaften *(Agropyron repens)* und Hahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaften *(Ranunculo-Alopecuretum)* mit Sumpfdotterblumen *(Caltha palustris)* dominiert. Auf den staunassen Kleinseggenwiesen *(Caricetum gracilis* bzw. *nigrae)* sind Schlanksegge *(C. gracilis)* und Wiesensegge *(C. nigra)* bestandsbildend.

Die landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse am 1. Juni 1993 gibt Abb. 2 wieder. Im Vergleich mit der vegetationskundlichen Kartierung von KÖLBEL (1988) fällt ein reduzierter Anteil der ackerbaulichen Nutzung auf. Der Anteil der Sukzessionsflächen (Ackerbrache) hat sich entsprechend erhöht. Unter den Grünlandflächen dominieren die extensiv genutzen Mähwiesen. Die Nutzung als Dauerweide ist selten (Tab. 1 und 2).

Tab. 1: Flächengrößen des landwirtschaftlich genutzten Grünlandes am Hohner See

Table 1: Sizes of the agriculturally utilized meadows

Nutzungstyp	Fläche [ha]	Anteil [%]
Mähwiese, extensiv	140,5	48,5
Mähwiese, intensiv	81,6	28,1
Kleinseggenwiese	49,5	17,1
Dauerweide	18,4	6,3
Summe	290	100,0

Tab. 2: Intensität der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung im Gebiet Hohner See

Table 2: Intensity of agricultural utilization of meadows

	Mähwiese, intensiv	Mähwiese, extensiv	Kleinseggenwiese	Dauerweide
Düngen	+	-	-	+
Walzen, Schleppen	+	-	-	+
1. Mahd	ab Mitte Mai	ab 1. Juli	ab 1. August	entfällt
2. Mahd	ab Ende Juni	-	-	entfällt
Nachbeweidung	+	teilweise	teilweise	entfällt
Drainung	+	-	-	+

Bereits am 10. Mai wurde in der Gemeinde Friedrichsholm mit der Grasmahd begonnen. Das Gros der intensiv genutzten Flächen wurde aber erst zwischen dem 17. und 25. Mai gemäht (1. Silageschnitt).

3. Das Wetter

Das Frühjahr 1993 war sehr niederschlagsarm. Im März und April lagen die Dekadenwerte für die Niederschlagssummen unter 10 mm (Abb. 3). Erst in der dritten Maidekade wurden Werte über 20 mm Niederschlag gemessen. Die Niederschlagssummen der Monate Februar bis Juni lagen durchweg unter dem langjährigen Mittel.

Bis Mitte April war das Frühjahr insgesamt sehr kalt. Die Tagesdurchschnittstemperaturen schwankten zwischen 2 und 8 °C. Erst nach der 2. Aprildekade stiegen die Tagestemperaturen sprunghaft an. Einhergehend mit dem Temperaturanstieg trocknete das Feuchtgrünland zügig ab, und das intensive Wachstum der Gräser setzte ein.

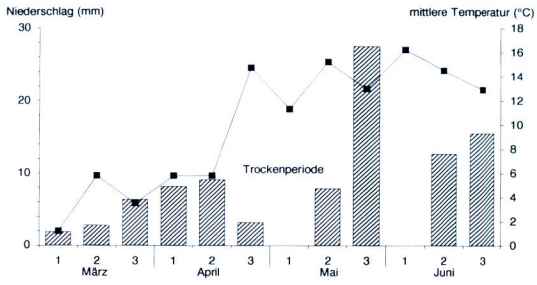


Abb. 3: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum. Säulen = Niederschlagsmengen als Dekadensumme und Punktlinie = mittlere Tageshöchsttemperaturen der Station Erfde als Dekadenmittelwerte (nach Datenerhebung des Wetteramtes Schleswig)

Fig. 3: Development of the weather in the study period. Column: Amount of rainfall as totals of ten day periods. Graph: Average daily maximum temperatures (means of ten day periods) at the village of Erfde

4. Material und Methode

Der Brutbestand wurde durch wöchentliche Kontrollen des gesamten Untersuchungsareals ermittelt. Dabei wurden alle Beobachtungen von Einzelvögeln, Revierpaaren, Brutpaaren und Familien auf einer Tageskarte (1 : 10.000) punktgenau festgehalten und später in einer Übersichtskarte bestimmten Territorien zugeordnet. Von nahezu allen Brutpaaren konnte der genaue Brutort durch Nestfund belegt werden. Der Schlupferfolg sowie die Wanderungen der Familien wurden in zwei- bis dreitägigem Abstand kontrolliert. Dabei wurde stets das gesamte Untersuchungsgebiet erfaßt. Zur Bestimmung der Anzahl flügge gewordener Jungvögel wurde nur die tatsächlich beobachtete Zahl von flüggen oder noch nicht ganz flüggen Uferschnepfen (mindestens 20tägig) berücksichtigt. Um den Verbleib der Brutvögel verfolgen bzw. die umherwandernden Familien unterscheiden zu können, wurde ein Teil der Altvögel mit Hilfe einer Prielfalle auf dem Nest gefangen (vgl. Bub 1974) und unterhalb des Intertarsalgelenkes mit einem Metallring der Vogelwarte Helgoland und einer individuellen Farbringkombination versehen.

Analog zu Witt (1989) werden folgende Definitionen verwendet:

Brutpaare (Bp) : Paare, die ein Gelege haben.

Bp mit Schlupferfolg: Paare, aus deren Gelege Jungvögel schlüpfen.

Schlupfrate: Anteil der Bp mit Schlupferfolg an der Gesamtzahl aller Bp.

Farbberingtes adultes Uferschnepfen-♂, am 7. Juni 1993 im Hohner See-Gebiet auf dem Nest (Nachgelege) gefangen

Bp mit Bruterfolg: Paare, die Jungvögel bis zum Flüggewerden führen (= Aufzuchterfolg)

Teilbruterfolg: durchschnittliche Anzahl der flügge gewordenen Jungvögel pro Bp mit Bruterfolg.

Gesamtbruterfolg: durchschnittliche Anzahl der flügge gewordenen Jungvögel pro Brutpaar.

Im Hohner See-Gebiet wurde mit Hilfe eines Spektives (30x75) versucht, bei nahrungsuchenden Uferschnepfen die aufgenommenen Beutetiere zu bestimmen und zu quantifizieren. Innerhalb von 5-Minuten-Intervallen wurden dabei alle erfolgreichen Sondier- bzw. Pickversuche protokolliert. Sowohl beim Aufnehmen von Regenwürmern als auch von Arthropoden ist ein Beutekontakt immer durch die typische Abschluckbewegung der Uferschnepfe zu erkennen. Das Herausziehen abgerissener Regenwürmer sowie die Aufnahme von 2-3 Regenwurmstückchen an derselben Stelle wurden als ein Beutekontakt gezählt. Die so ermittelte Freßrate wird dann in Beutetieren pro Minute (Ind./min) angegeben.

Da sich in der Literatur nur wenige Angaben zu experimentell ermittelten Daten des täglichen Nahrungsbedarfs finden, wurde am 5. Mai 1993 während einer Ganztagsbeobachtung versucht, den Nahrungsbedarf im Freiland abzuschätzen. Dazu wurden alle Verhaltensweisen eines Uferschnepfen-♂ von Aktivitätsbeginn (6.43h) bis -ende (21.20h) protokolliert und die Dauer der Nahrungssuchzeit bestimmt. Mit Hilfe der beobachteten Freßrate und dem mittleren Gewicht eines Regenwurms wurde die aufgenommene Nahrungsmenge berechnet. Da der theoretische tägliche Energiebedarf (FMR = field metabolic rate) eines Vogels eng mit seiner Körpermasse korreliert ist, läßt er sich mit Hilfe der Formel FMR_e (in kJ) = 10,9 $w^{0.64}$ berechnen, wobei w das Körpergewicht (in g) ist (NAGY 1987).

Um die Verteilung der Regenwürmer in den wechselfeuchten Grünlandbereichen des Hohner See-Gebietes abschätzen zu können, wurden entlang eines Feuchtegradienten in monatlichen Abständen Bodenproben entnommen (Transekt A, vgl. Abb. 1). Die Entnahme erfolgte mit Hilfe eines Stechrahmens (25 x 25 x 25 cm). Bis in eine Bodentiefe von 25 cm können Uferschnepfen mit einer durchschnittlichen Schnabellänge von 9,4 cm bei Männchen und 10,6 cm bei Weibchen (GLUTZ et al. 1977) zwar nicht sondieren, die Abschätzung der Siedlungsdichte wird aber durch das größere Bodenvolumen verbessert. Somit werden mögliche Zählfehler, die u.U. durch tageszeitlich bestimmte vertikale Wanderungen der Regenwürmer entstehen, verringert.

Die in den Bodenproben enthaltene endogäische Makrofauna wurde per Hand ausgelesen und im Labor bestimmt. Zur kritischen Betrachtung des Verfahrens vgl. WILCKE (1955). Für die Auswertung wurden nur adulte Regenwürmer berücksichtigt, da andere Organismengruppen nur gering vertreten waren bzw. viele Tiere zu klein sind, um von Uferschnepfen gefressen zu werden. Juvenile Regenwürmer mit einer Größe unter 3 cm und ohne das charakteristische Clitellum sowie die schwarzglänzenden Kokons wurden nicht berücksichtigt. Sie sind im Handausleseverfahren nur schwer quantitativ erfaßbar und zudem für sondierende Uferschnepfen als Nahrung zu klein. Es wurden 4 parallele Proben pro Standort und Monat genommen (Probennahme bei Geländehöhe ± 0 cm, -40 cm und -60 cm NN). Die einzelnen Probestellen wurden mittels Höhenlinienkarte des ALW eingemessen.

An den zuvor erwähnten Meßpunkten wurde einmal im Monat aus 10 cm Tiefe eine Parallelprobe Boden zur Bestimmung der Bodenfeuchte entnommen. Die Bodenfeuchte gibt den Wassergehalt (in %) einer Bodenprobe wieder. Zur Bestimmung des Wasseranteils wurde die Probe nach Entnahme im Gelände luftdicht verpackt und später im Institut für Haustierkunde ausgewogen. Die Bodenproben wurden dann im Trockenschrank bei 70 °C etwa 48 Std. lang bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und der Wasserverlust durch nochmaliges Wiegen festgestellt.

Die Bodenfestigkeit läßt sich mit Hilfe eines Penetrometers (Fa. Eijkelkamp, NL-6987 EM Glesbeek) als Eindringwiderstand einer Bodendrucksonde messen. Der kegelförmige Sondenkopf ist austauschbar, sein Radius kann den Bodenverhältnissen entsprechend variiert werden. Für die Messungen im Niedermoorboden des Untersuchungsgebietes wurde vorwiegend mit dem Meßkopf Nr. 4 (A = 5 cm^2) gearbeitet. Die Skalierung der Druckdose reicht von 0 bis 500 N. Die gemessenen Werte wurden später in N/cm^2 umgerechnet. Die Messungen erfolgten in Intervallen von 0 bis 5, 5 bis 10, 10 bis 15, 15 bis 20 und 20 bis 25 cm Bodentiefe.

Die Bodenfestigkeit hängt von der Bodenfeuchte ab. Sie kann als Kenngröße für die Erreichbarkeit des endogäischen Nahrungsangebotes genutzt werden. Die Bodenfestigkeit reicht von 10 - 50 N/cm^2 weicher, staunasser Böden bis zu 50 -

400 N/cm² harter, trockener Grünlandflächen. Ausgetrocknete Lehmflächen (mit über 500 N/cm²) werden kaum noch von Regenwürmern besiedelt (EKSCHMITT 1991).

Die Messung der Wasserstände erfolgte durch die amtliche Pegelmeßstelle des Amtes für Land- und Wasserwirtschaft (Heide), mit deren Hilfe die Entwicklung der Grundwasserstände im angrenzenden Grünland verfolgt werden konnte. Die Meßeinrichtung befindet sich am SW-Ufer des Hohner Sees.

5. Ergebnisse

Entwicklung der Wasserstände

Noch Anfang Februar stand der Grundwasserspiegel im Bereich der Meßstelle (Geländeniveau -39 cm NN) direkt an der Bodenoberfläche (Abb. 4). Im Verlauf von März bis April sank der Wasserstand um 10 bis 15 cm und im Laufe des Mai um weitere 10 cm ab. Damit lag der Wasserstand bei diesem Geländeniveau zur Brutzeit ca. 25 cm unter Flur und bot gute bis sehr gute Bedingungen für nahrungssuchende Uferschnepfen (vgl. KUSCHERT 1983).

Entwicklung der Bodenfestigkeit

Der Wassergehalt des Bodens und die Bodenfestigkeit werden direkt vom Grundwasserstand beeinflußt. Für den Bereich der Düntener Wiesen ergab sich bei Messungen am 10. April ein linearer Zusammenhang zwischen Geländeniveau und Bodenfestigkeit (Abb. 5).

Mit dem Absinken des Grundwasserstandes im Verlauf der Brutsaison wird der Boden fester, und die Stocherfähigkeit nimmt ab. Für den Bereich der Düntener Wiesen wird dies durch die Messungen vom 10. April und 12. Mai auf einem 400 m langen Transekt belegt (Abb. 6).

Zusätzlich beeinflußt die Art der landwirtschaftlichen Nutzung die Bodenstruktur und damit die Siedlungsdichte der Regenwürmer. Bei vergleichbaren Ausgangsbedingungen (Wasserstand) unterschied sich die Bodenfestigkeit der intensiv genutzten Mähwiesen (Friedrichsholmer Wiesen) von den extensiv genutzten (Düntener Wiesen) (Abb. 7). Diese Verdichtung resultiert im wesentlichen aus dem Walzen der Bodenoberfläche.

Entwicklung der Vegetation

Die drei charakteristischen Wiesennutzungstypen des Hohner See-Gebietes unterscheiden sich in der Vegetationsstruktur deutlich voneinander. Die ungemähten intensiv genutzten Mähwiesen hatten am 19. Mai eine mittlere Vegetationshöhe von $\bar{x}$ = 30,4 cm, SD = 5,5 und zeigten in 10 cm Höhe eine maximale Vegetationsdichte (bis 100 %). Die Kleinseggenwiesen mit einer mittleren Vegetationshöhe von $\bar{x}$ = 20,7 cm, SD = 6,3 und die extensiv genutzten Mähwiesen mit einer Höhe von $\bar{x}$ = 15,9 cm, SD = 5,0 cm waren signifikant niedriger und auch deutlich lückiger als die intensiv genutzten Mähwiesen. Ursächlich für die niedrigere Vegetation sind die fehlende Düngung

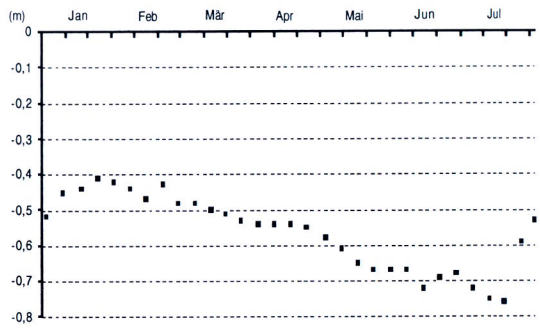


Abb. 4: Grundwasserganglinie (bezogen auf NN) für den Bereich des extensiv genutzten Grünlandes am Hohner See 1993. Amtliche Meßstelle Nr. 2221 auf einer Geländehöhe von -0,39 m NN

Fig. 4: Development of ground water level on an extensively used meadow in 1993. Official measuring point Nr. 2221 at a level of -0,39 cm NN

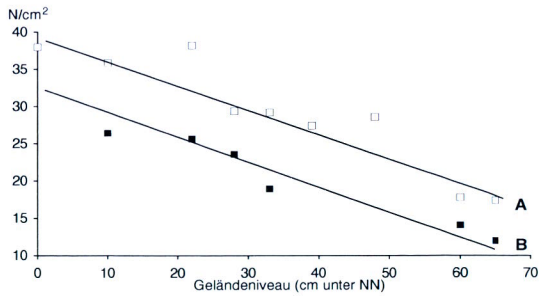


Abb. 5: Abhängigkeit der Bodenfestigkeit (= Eindringwiderstand in N/cm²) vom Grundwasserstand unter Flur (= Geländeniveau in cm unter NN). Messung am 10.4.93 im Bereich der Düntener Wiesen bei einem Grundwasserstand von -0,55 cm NN.

A. Meßtiefe 15 cm; y = 40,3 - 0,331x, R = 0,93
B. Meßtiefe 5 cm; y = 30,1 - 0,274x, R = 0,98

Fig. 5: Dependence of the soil compactness on the ground water level. Measured on the 10. April 1993 in the Düntener Wiesen by a ground water level of -55 cm NN.

A. Measured at a depth of 15 cm; y=40,3-0,331x, R=0,93
B. Measured at a depth of 5 cm; y=30,1-0,274x, R=0,98

und die hohen Grundwasserstände, denn durch den hohen Wassergehalt erwärmt sich der Boden langsamer, und der Beginn der Vegetationsentwicklung wird verzögert (BÖLSCHER 1990). In den extensiv genutzten Mähwiesen traten mehrfach vegetationsfreie Stellen (ausgetrocknete Blänken) auf.

Entwicklung der Regenwurmfauna

In 48 untersuchten Bodenproben des extensiv bewirtschafteten Grünlandes wurde als einzige Regenwurmart bis auf wenige Ausnahmen *Octolasium lacteum* festgestellt. Alle folgenden Ausführungen zu Vorkommen, Dichte und Bestandsentwicklung von Regenwürmern beziehen sich daher auf diese Art. *Octolasium* bevorzugt mittlere Bodentiefen in mäßig feuchtem Grünland (TISCHLER 1980).

Im Bereich der Höhenstufen -40 cm und ±0 cm zeigte sich im Verlauf der Saison eine Abnahme der Besiedlungsdichte (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}05$). Im Bereich der Höhenstufe -60 cm wurden zu keiner Zeit Regenwürmer festgestellt. Die größte Dichte an *Octolasium* (216 Ind./m²) fand sich im Bereich der Höhenstufe ±0. Hier lag der Wassergehalt des Bodens maximal bei 54,6 %. Die anderen beiden Höhenstufen waren deutlich feuchter und zeigten eine geringere (maximal 128 Ind./m²) bzw. keine Besiedlung. An allen drei Meßpunkten nahm die Bodenfeuchte im Verlauf des Frühjahres kontinuierlich ab (Abb. 8).

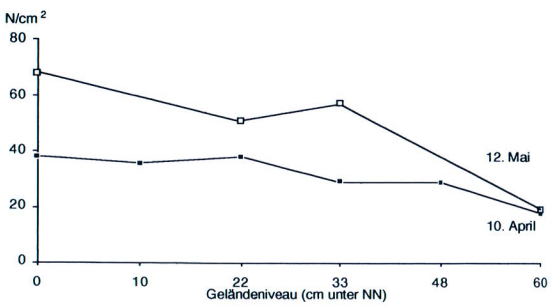


Abb. 6: Saisonale Entwicklung der Bodenfestigkeit in 15 cm Meßtiefe im Bereich der Düntener Wiesen

Fig. 6: Seasonal development of the soil compactness at a depth of 15 cm

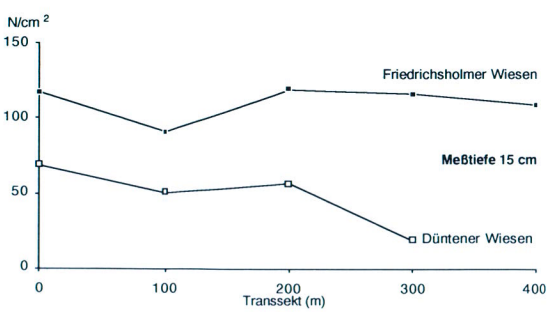


Abb. 7: Bodenfestigkeit am 12.5.93 auf intensiv (Friedrichsholmer Wiesen) und extensiv genutzten Mähwiesen (Düntener Wiesen)

Fig. 7: Soil compactness on intensively and extensively utilized meadows on the 12. May 1993

Es sei darauf hingewiesen, daß sich die beobachtete Abnahme der Besiedlungsdichte nur auf den Bodenkörper bis zu einer Tiefe von 25 cm bezieht (vgl. Methode). Wie eine Kontrolle am 22.6. an der Station ±0 m NN ergab, sind die aus dem untersuchten Bodenkörper abwandernden Regenwürmer in größerer Tiefe (bis 40 cm) durchaus wiederzufinden, denn die Tiere wandern im Laufe des Frühjahres, entsprechend ihrer Feuchtepräferenz, in größere Tiefen ab. Bei längerer Trockenheit überdauern die Regenwürmer hier in einem Starrezustand (Quieszenz) bzw. gehen in die Diapause über (TISCHLER 1980).

Brutbestand, Brutplatzwahl und Bestandsentwicklung der Uferschnepfen

1993 wurden 28 Brutpaare im Untersuchungsgebiet kartiert (Abb. 2). 12 Paare brüteten in Kleinseggenwiesen, 8 Paare in extensiv genutzten Mähwiesen, 7 Paare in den intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen, und 1 Paar siedelte auf einer Dauerweide.

Zum Brutbestand der Uferschnepfe im Hohner See-Gebiet gibt es nur wenige komplette Angaben vor 1981. Bei einer Exkursion am 21. Mai 1950 beobachteten K.-O. BECKMANN und G.A.J. SCHMIDT ca. 5 Paare in den Wiesen am Hohner See (zit. in HÜLSMANN & MÜLLER 1988). Am 26.5.1963 zählte R. SCHLENKER „mind. 16 P". 1981 lag der Brutbestand bei 22 Paaren (KUSCHERT 1983), sank dann aber bis 1986 auf die Hälfte ab (HÜLSMANN & MÜLLER 1988; Abb. 9). Erst durch die eingeleiteten Renaturierungs- und Wassereinstaumaßnahmen konnte dieser Abwärtstrend gestoppt werden. Mit der für den Bau des Stauwehres erforderlichen Umleitung der Abflußrinne erfolgte eine Profilverengung und führte zu ersten sichtbaren Staueffekten im Frühjahr 1989 im Bereich der Düntener Wiesen. Zeitgleich beobachtete BÜTJE (briefl.) ein Ansteigen der Uferschnepfen-Brutpaarzahl auf der westlichen Teilfläche. Mit dem offiziellen Schluß des Stauwehres im Januar 1991 und einem regelmäßi-

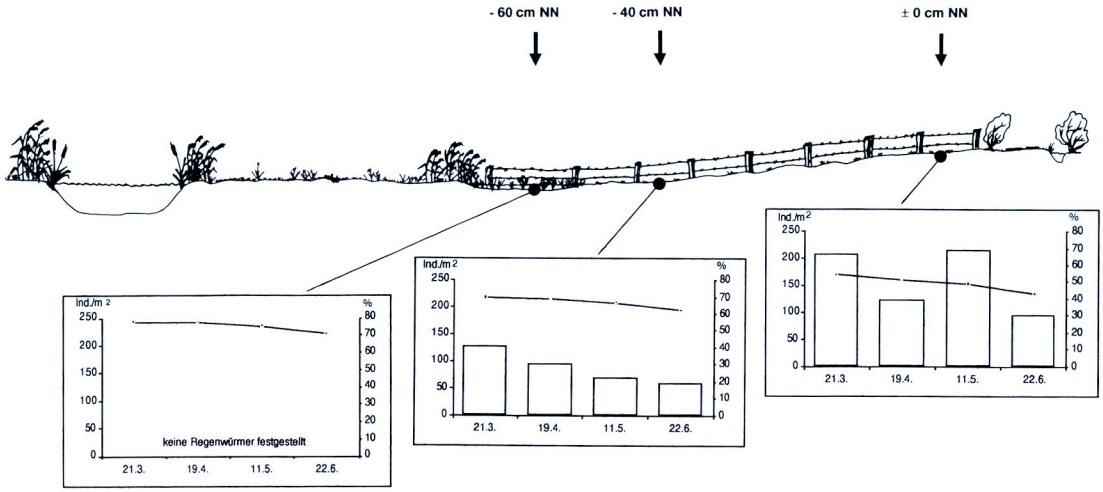


Abb. 8: Saisonale Entwicklung der Regenwurm-Dichte (Säulen) und der Bodenfeuchte (Wassergehalt in %; Punktlinie) an drei verschiedenen Geländehöhenstufen einer extensiv bewirtschafteten Mähwiese am Hohner See

Fig. 8: Seasonal development of the densities of earthworms (columns) and the soil humidity (graphs) at three different levels on an extensively used meadow

gen Frühjahrswasserstand von ca. -50 cm NN im Bereich der Flurlage Dünten stieg der Brutbestand der Uferschnepfe signifikant an (χ^2-Test, $p < 0,05$). Seit 1990 brüten die meisten Uferschnepfen im unmittelbaren Bereich der aufgestauten, zumeist einmal jährlich gemähten Kleinseggenwiesen.

Schlupf- und Bruterfolg

Im Untersuchungsgebiet hatten 1993 insgesamt 20 Paare Schlupferfolg (= 71 %). Von diesen hatten 14 Paare Bruterfolg mit einer Gesamtjungenzahl von mind. 21 flüggen Jungvögeln. Das entspricht einem Teilbruterfolg von $\bar{x}$ = 1,5 Juv/Bp, SD = 0,52 bzw. einem Gesamtbruterfolg von $\bar{x}$ = 0,75 Juv/ Bp, SD = 0,84.

Gelegeverluste

Von 30 untersuchten Erst- und Zweitgelegen hatten 10 Gelege keinen Schlupferfolg (= 33 %). Auf den intensiv landwirtschaftlich genutzten Friedrichsholmer Wiesen waren nur drei von acht Uferschnepfengelegen erfolgreich (38 %). Auf den extensiv genutzten Flächen waren es hingegen 77 % (n = 22; χ^2-Mehrfelder-Test, $p < 0,05$). Prädation war in drei Fällen Ursache für die Gelegeverluste, landwirtschaftliche Arbeiten (Mahd, Viehauftrieb) in zwei Fällen. Fünf Gelege gingen durch Brutaufgabe verloren. Ursächlich hierfür ist das schnelle Abtrocknen der Bodenoberfläche (Trockenrisse ab Mitte Mai) und das schnelle Aufwachsen der Vegetation, denn alle aufgegebenen Gelege befanden sich im Bereich der intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen. Bereits Anfang Mai betrug die Vegetationshöhe auf diesen Flächen etwa 25 bis 30 cm. Aufgrund der dichten Vegetation konnten die Uferschnepfen ihr Nest nur noch von oben her erreichen, da ein Durchschreiten der Wiese für sie nicht mehr möglich war.

Jungvogelverluste

Obwohl bei den meisten erfolgreichen Uferschnepfenpaaren drei bis vier Jungvögel geschlüpft waren, betrug die durchschnittliche Familienstärke bis zum Ende der Brutzeit nur 1,5 Juv/Bp. In sechs Fällen kam es zu Totalverlusten. Nur selten ließen sich die Verlustumstände von Jungvögeln konkret ermitteln.

1993 konnte im Bereich des Hohner Sees nur in einem Fall der Tod eines Uferschnepfenkükens durch ein jagendes Hermelin *(Mustela erminea)* nachgewiesen werden. In mehreren Fällen wurde das sich nähernde Hermelin rechtzeitig von den Altvögeln entdeckt. Die jungen Uferschnepfen drücken sich bei den ersten Warnrufen in die hohe Vegetation oder werden von einem der Altvögel aus der Gefahrenzone gelockt.

Obwohl 1993 insgesamt sechs Rohrweihenpaare im Gebiet brüteten, wurden Jungvogelverluste durch „Luftfeinde" nur in einem konkreten Fall bei einem Austernfischerküken beobachtet. Im

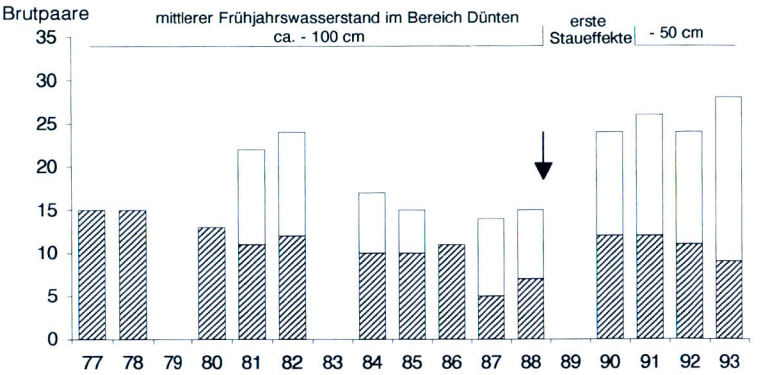


Abb. 9: Auswirkungen des mittleren Frühjahrswasserstandes im Bereich Dünten auf die Bestandsentwicklung der Uferschnepfe im gesamten Untersuchungsgebiet (Gesamthöhe der Säulen) und die Entwicklung auf der ca. 200 ha großen Teilfläche West (schraffiert), die außerhalb des Überstauungsbereiches liegt. Der schwarze Pfeil markiert den Beginn der Baumaßnahmen, die im November 1988 mit einer Profilverengung der Rinne begannen. Ergänzt nach Daten von BÜTJE (mdl.) und HÜLSMANN & MÜLLER (1988).

Fig. 9: Effects of different water levels in spring on the numbers of breeding Black-tailed Godwits in the study area (total hight of columns) and in a 200 ha study plot outside the range of temporarily flooding (hatched columns). The black arrow marks the start of the increase in water level.

Bereich der Kleinseggenwiesen Dünten hatte sich eine Uferschnepfenkolonie gebildet (vgl. Abb. 2), so daß eine gemeinschaftliche Abwehr von eierraubenden Luftfeinden besonders erfolgreich war. Da dieses Verhalten auch gemeinschaftlich mit anderen wiesenbrütenden Limikolen gezeigt wird (interspezifische Feindabwehr), wird es als erfolgreiche Anpassung der in offenen Graslandschaften brütenden Limikolen gedeutet (LIND 1961). Bei Attacken durch Einzelvögel besteht eine Abhängigkeit zwischen der jeweiligen Körpergröße des Verteidigers und dem Abwehrerfolg (GREEN et al. 1990).

Verluste durch ungünstige Witterungsbedingungen traten insbesondere zwischen dem 27. und 31.5. auf, als während fünf kühler und regnerischer Tage von drei Uferschnepfenfamilien sämtliche Küken verschwanden.

Nahrungsraumnutzung und Verhalten der Uferschnepfen

Nach der Ankunft in den Brutgebieten fressen die Uferschnepfen in unseren Breitengraden bevorzugt Regenwürmer, die sie auf den Grünländereien infolge hoher Grundwasserstände in den (Fluß-)Niederungsgebieten leicht erbeuten können. Bis zum Beginn der Revierbesetzung werden zu dieser Zeit gemeinschaftliche Schlafplätze in Flachwasserzonen, auf Schlammbänken oder auch im Deichvorland (Außengroden) genutzt (EBER et al. 1973, GERDES 1975 u.a.).

Im Gebiet des Hohner Sees gab es zwischen dem 21.3. und 26.4.1993 im Bereich der Düntener Wiesen einen regelmäßig beflogenen Schlafplatz. Die Vögel nächtigten gemeinschaftlich in einer Blänke mit max. 20 cm Wassertiefe. Am 19.4. wurden hier 65 Uferschnepfen gezählt (Abb. 10). Die Höhe des Rastbestandes entspricht etwa der Zahl späterer Brutvögel der näheren Umgebung. Im engeren Bereich des gemeinschaftlichen Schlafplatzes schritten später 13 Paare zur Brut. Die Uferschnepfen suchten noch bis etwa Mitte April in kleineren Trupps nach Nahrung. Die Nahrungssuche erfolgte bevorzugt im Bereich der Düntener und Friedrichsholmer Wiesen, auf kurzrasigem, mäßig feuchtem Grünland. Die präferierten Nahrungsplätze lagen fast alle oberhalb eines Geländeniveaus von -20 cm NN (entsprechend 20 cm über dem Seewasserspiegel, Abb. 11). Das sind diejenigen Bereiche, in denen sich die höchsten Regenwurmdichten nachweisen ließen (vgl. Abb. 8).

Die Nahrungssuche am Brutplatz erfolgte hingegen in deutlich territorial abgegrenzten Bereichen. Im Hohner See-Gebiet wirkten die Brutreviere zur fortgeschrittenen Brutzeit (5. bis

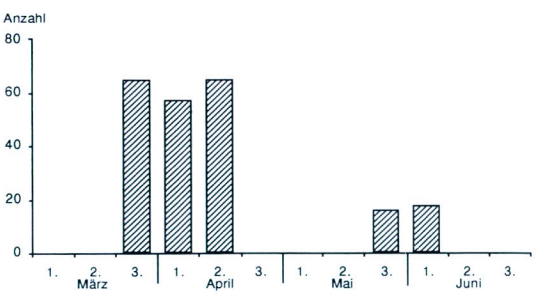
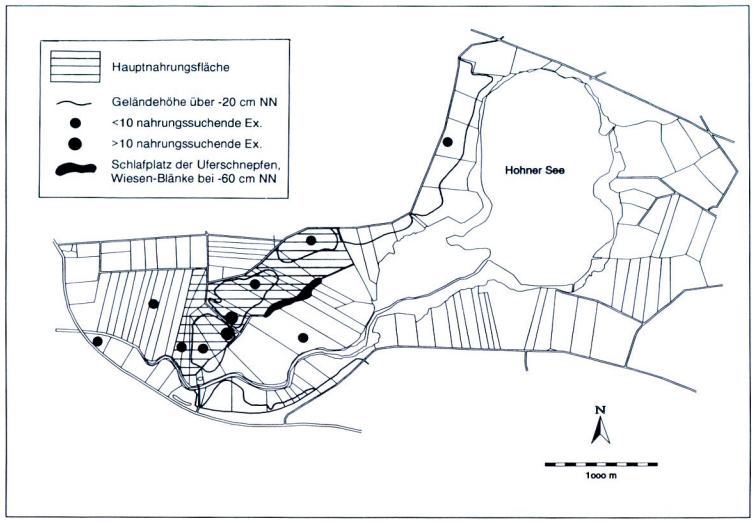


Abb. 10: Rastbestände der Uferschnepfe am Schlafplatz Hohner See 1993 (Dekadenmaxima)

Fig. 10: Numbers of Black-tailed Godwit roosting in the Hohner See area (maxima of ten day periods)

Abb. 11: Nahrungsplätze der Uferschnepfe im März und April 1993

Fig. 11: Feeding areas of Black-tailed Godwits in March and April 1993



15. Mai) jedoch auffallend leer. Nach der Brutablösung entfernten sich die Uferschnepfen z.T. bis zu 500 m aus dem Brutrevier, um in offenbar günstigeren Bereichen Nahrung zu suchen.

Die erfolglosen Brutvögel suchten ab dem 25. Mai gemeinschaftlich auf frischgemähten Wiesen am Rande des Untersuchungsgebietes nach Nahrung. Diese Uferschnepfen nächtigten auf einer Schlammbank am NW-Ufer des Sees. Ab Mitte Juni waren sie aus dem Beobachtungsgebiet verschwunden.

Nahrungsnutzung

Im Hohner See-Gebiet waren zumindest von Mitte März bis Mitte Mai Regenwürmer (vorwiegend *Octolasium lacteum*) die Hauptbeutetiere. Die ermittelten Freßraten im April lagen zwischen 0,7 und 1,6 Regenwürmern pro Minute ($\bar{x}$ = 1,32 Ind./min, SD = 0,45; Abb. 12. a). Die Uferschnepfen fraßen zu dieser Zeit bevorzugt in Bereichen des genutzten und mäßig feuchten Grünlandes. In den Kleinseggenwiesen wurde nur selten Nahrungsaufnahme beobachtet. Bei stichprobenartigen Kontrollen fanden sich hier nur geringe Dichten an Regenwürmern. Diese waren zudem nicht flächig, sondern dem Bodenrelief entsprechend inselartig verteilt.

Die Freßraten im April, Mai und Juni unterschieden sich signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,01$). Mit dem sprunghaften Temperaturanstieg ab Ende April und dem schnellen Abtrocknen der oberen Bodenschichten sank die mittlere Freßrate im Mai auf $\bar{x}$ = 0,83 Ind./min, SD = 0,36 ab ($p < 0,05$) und blieb auch bis Ende Juni ($\bar{x}$ = 1,14 Ind./min, SD = 0,67) niedriger als im April (n.s.).

Eine Abhängigkeit zwischen der Freßrate nahrungssuchender Uferschnepfen und der Bodenfeuchtigkeit bzw. den jeweiligen Niederschlagssummen ließ sich anhand der Daten von 1993 nicht absichern. Einhergehend mit dem Absinken der Regenwurm-Freßrate im Mai wechselten die adulten Uferschnepfen ihr Nahrungssuchverhalten. Anstelle des Sondierens konnte nun vermehrt das Aufpicken von Arthropoden aus der Vegetation beobachtet werden (Abb. 12. b). Diese Art der Nahrungsaufnahme konnte bei Uferschnepfen sowohl nach erfolgter Brutablösung, als auch bei jungeführenden Vögeln beobachtet werden. Die höhere Abundanz und der geringere Energiegehalt von Arthropoden gegenüber Regenwürmern bedingt eine deutlich höhere Freßrate bei der Nahrungsaufnahme ($\bar{x}$ = 5,96 Ind./min, SD = 3,4).

Das Aufpicken von Arthropoden während der Zeit des Jungeführens erklärt sich zum Teil dadurch, daß die Eltern ihre Jungen intensiv bewachen und von daher keine Nahrungsflüge zu regenwurmreicheren Flächen unternehmen können. Alt- und Jungvögel nutzen dann gemeinsam Arthropoden als Nahrung. Auch MERTENS (1993) beobachtete bei adulten Uferschnepfen in der Alten-Sorge-Schleife das Aufpicken von Insekten aus der Vegetation. Ungeklärt ist jedoch, ob dieses Verhalten regelmäßig auftritt, oder ob es nur jahr- und gebietsweise bei länger anhaltender

Überschwemmtes Grünland im Bereich der Düntener Wiesen (21. März 1993)

Derselbe Standort wie oben nach dem Aufwachsen der Kleinseggen (22. Juni 1993)

Fotos: B. Struwe-Juhl

Trockenheit notwendig wird. In der Literatur finden sich hierzu keine weiterführenden Angaben. GLUTZ et al. (1977) gehen davon aus, daß adulte Uferschnepfen vor allem dann zum Sammeln (von Insekten) übergehen, wenn die Bodenfestigkeit das Sondieren nicht mehr erlaubt.

Die Nahrungssuche von Uferschnepfenküken konnte nur selten über einen längeren Zeitraum beobachtet werden. Auf einer gemähten Wiese lagen die ermittelten Freßraten von drei- bis vierwöchigen Jungvögeln zwischen zwei und sechs Arthropoden pro Minute. Die Aufnahme von Regenwürmern durch Jungvögel wurde nur bei bereits flüggen Exemplaren beobachtet. Betteln gegenüber den sondierenden Eltern blieb erfolglos. Im Gegensatz zu jungen Austernfischern, die durch ihre Eltern gefüttert werden, ist für junge (kurzschnäblige) Uferschnepfen bis zur Erlangung der Selbständigkeit eine intensive Nutzung der Regenwürmer nicht möglich.

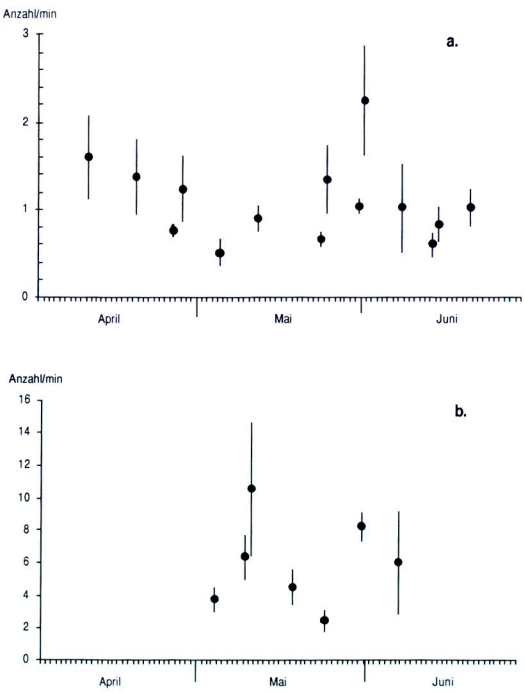


Abb. 12: Freßraten adulter Uferschnepfen (Mittelwerte mit Standardabweichung) a. bei der Aufnahme von Regenwürmern, b. bei der Aufnahme von Arthropoden

Fig. 12: Feeding rates of adult Black-tailed Godwits (average and standard deviation): a. feeding on earthworms, b. feeding on arthropods

Nahrungsbedarf

Aufgrund eigener Freilandbeobachtungen soll im folgenden versucht werden, den Tagesbedarf einer adulten Uferschnepfe in der Brutzeit abzuschätzen. Am 5. Mai wurden 37 % der zur Verfügung stehenden Zeit für die Nahrungssuche verwandt (Tab. 3). Entsprechend den Angaben von GLUTZ et al. (1977) wird davon ausgegangen, daß Uferschnepfen im Brutgebiet nachts ruhen und keine weitere Nahrung aufnehmen. Unter derselben Voraussetzung ermittelte MERTENS (1993) für die Nahrungssuche bei Uferschnepfen in der Alten-Sorge-Schleife einen Aktivitätsanteil von 35 %.

Bei einer Nahrungssuchdauer von 530 min und einer mittleren Freßrate von $\bar{x} = 0{,}51$, SD = 0,15 Regenwürmern pro Minute (n = 71 min) läßt sich für diesen Beobachtungstag ein Gesamtverzehr von etwa 270 Regenwürmern kalkulieren. Das durch Wägungen ermittelte Frischgewicht von *Octolasium lacteum* betrug im Durchschnitt 0,58 g (n = 96). Hieraus errechnet sich für den 5. Mai ein Tagesverzehr von etwa 157 g Regenwürmern. Bei einem mittleren Energiegehalt von 4,42 kJ/g (FRENCH et al. 1957) und einer Energieausbeute von 75 % (HOCKEY 1984) läßt sich die aufgenommene Energiemenge bei diesem Vogel auf etwa 525 kJ kalkulieren. Bei einem mittleren Gewicht eines Uferschnepfen-♂ von ca. 250 g (GLUTZ et al. 1977) und einer Energieausbeute von 75 % wäre ein täglicher Energiebedarf von etwa 498 kJ zu erwarten. Dies deckt sich gut mit dem berechneten Wert für die Nahrungsaufnahme am 5. Mai.

Tab. 3: Anteil beobachteter Verhaltensweisen bei einem Uferschnepfen-♂ (Brutvogel) am 5. Mai 1993. Beobachtungsdauer: 877 min

Table 3: Behaviour of a male of Black-tailed Godwit on the 5. May 1993. Total observation time: 877 min

Aktivität	Dauer	bezogen auf 24 Std.	Aktivitätsanteil
Nahrungssuche	530 min	530 min	37 %
Brüten, Ruhen, Putzen, Sichern	317 min	880 min	61 %
Nahrungsflüge, Feindabwehr, etc.	30 min	30 min	2 %

6. Diskussion

6.1 Auswirkungen der Grünland-Renaturierung auf die Nahrungsökologie der Uferschnepfe

Für Naturschutzflächen am Hohner See sehen die Bewirtschaftungsverträge folgende Einschränkungen vor: kein Walzen, Schleppen, Düngen, keine Neueinsaat, kein Biozideinsatz und Mahd der Flächen nicht vor dem 1. Juli sowie die Anhebung des Grundwasserstandes und das Zulassen von periodischen Überschwemmungen im Winter und Frühjahr. Durch die extensive landwirtschaftliche Nutzung sollen die Habitatbedingungen des Feuchtgrünlandes optimiert und möglichst langfristig gesichert werden.

Entwicklung der abiotischen Faktoren

Die hohen Grundwasserstände im Staubereich des Hohner Sees führten im Frühjahr zu einer Überschwemmung der Kleinseggenwiesen und extensiv genutzten Mähwiesen. Alle tiefliegenden Bereiche unterhalb eines Geländeniveaus von -50 cm NN waren zumindest kurzfristig überstaut. Somit waren die Niedermoorböden in diesem Bereich noch im April mit Wasser gesättigt. Der hohe Wassergehalt des Bodens führt zu einer geringen Bodenfestigkeit und verbessert die Stocherfähigkeit. Obwohl diese im Laufe des Frühjahrs abnahm, waren die Bodenverhältnisse auf den extensiv genutzten Wiesen für sondierende Uferschnepfen insgesamt günstig (Abb. 6). Im Bereich der intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen ist die Bodenstruktur durch regelmäßiges Walzen und Schleppen der Oberfläche, durch eine geordnete Entwässerung (Drainage) und die Neueinsaat leistungsstarker Grassorten verdichtet. Die Werte für die Bodenfestigkeit lagen im Mai zwischen 95 und 130 N/cm² und somit deutlich höher als in den extensiv genutzten Bereichen.

Auf Böden mit einer Festigkeit über 125 N/cm² können Uferschnepfen nicht mehr ausreichend sondieren (EKSCHMITT 1991). Auf den Friedrichsholmer Mähwiesen wurde die Grenze der Stocherfähigkeit bereits im Mai überschritten. Neben dem zu schnellen Aufwachsen der Vegetation war dies vermutlich die wesentliche Ursache für die beobachtete Abwanderung brütender Uferschnepfen.

Entwicklung der Vegetation

Nach GREEN (1985) bevorzugt die Uferschnepfe bei der Nistplatzwahl besonders Grünlandflächen, die im Mai eine durchschnittliche Vegetationshöhe von 10-20 cm besitzen. Die Vegetationsverhältnisse in sumpfigen Gebieten kommen somit den Habitatansprüchen der Uferschnepfe am nächsten. Auf Niedermoorböden in Schleswig-Holstein kann eine niedrige und lückige Vegetation nur erhalten werden, wenn eine intensive Entwässerung unterbleibt, keine Düngung erfolgt und der Aufwuchs mindestens einmal im Jahr gemäht wird. Für Uferschnepfenbrutplätze auf zuvor intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen ist eine konsequente Aushagerung der Vegetation notwendig (BELTING 1990). Dies gilt insbesondere für Grünländer in Naturschutzgebieten, die langfristig in einschürige Feuchtwiesen umgewandelt werden sollen.

Auswirkungen auf die Nahrungstiere der Uferschnepfe

Regenwürmer

Durch die Einstellung jeglicher Düngung der Naturschutzflächen wird am Hohner See die Entwicklung der Grünlandflächen hin zu extensiv genutzten Wiesenökosystemen gefördert. Aufgrund der geringeren Produktion von Phytomasse wird die Besiedlung mit Regenwürmern mittelfristig auf natürliche Abundanzwerte zurückgehen (ROTT 1992).

Durch vergleichende Untersuchungen in den Heubachwiesen (NRW) konnte ROTT (1992) einen positiven Einfluß einer mäßigen Mineraldüngergabe (von 60 kg N/ha) bzw. der Ausbringung von Stallmist (1 kg/m²) auf die Abundanz von Regenwürmern nachweisen. Allerdings wirkten bei der Untersuchung abiotische Faktoren, wie z.B. Temperatur und Niederschlag, viel stärker regulierend auf die Population der Regenwürmer ein, als die Bewirtschaftungsweise.

Im Hohner See-Gebiet fanden sich in der oberflächennahen Bodenschicht die höchsten Regenwurmdichten im März (Abb. 8). Einhergehend mit dem sinkenden Grundwasserstand ging die Besiedlungsdichte im Verlauf des Frühjahrs zurück. Im Bereich der extensiv genutzten Düntener Mähwiesen (±0 cm NN) sank die Abundanz der Regenwürmer von 208 Ind./m² im März auf 96 Ind./m² im Juni. Somit bestanden die günstigsten Bedingungen für die nahrungssuchenden Uferschnepfen im zeitigen Frühjahr, während sich die Bedingungen im Mai und Juni verschlechterten. Auch in niederländischen Brutgebieten wurde im Verlauf des Frühjahrs eine Abnahme der Regenwurmdichte beobachtet (BEINTEMA et al. 1991).

Für die Nahrungsplatzwahl adulter Uferschnepfen ist eine hohe Regenwurmdichte von entscheidender Bedeutung. Die Uferschnepfen im Hohner See-Gebiet bevorzugten bei ihrer Nahrungssuche Gebiete oberhalb eines Geländeniveaus von -20 cm NN (Abb. 11). Diese Bereiche waren im Winter staunaß, aber nicht dauerhaft überschwemmt. Die staunassen Kleinseggenwiesen, die im Bereich zwischen -40 cm und -70 cm NN liegen, sind aufgrund ihrer geringen Bodenfestigkeit für Uferschnepfen gut stocherfähig, zeigten aber nur eine geringe und lückige Besiedlung mit Regenwürmern. Unter -60 cm NN wurden keine Regenwürmer angetroffen. In diesen staunassen Bereichen kommt es leicht zu Sauerstoffmangel. Sie werden deshalb von den Regenwürmern gemieden (EKSCHMITT 1991). Die Kleinseggenwiesen des Hohner See-Gebietes stellen somit für adulte Uferschnepfen keine optimalen Nahrungsgebiete, aufgrund ihrer lückigen Vegetationsstruktur aber gute Brutgebiete dar.

Ab einer gewissen Überstauungshäufigkeit und -dauer nimmt die Regenwurmdichte drastisch ab (TISCHLER 1980, DAUGBJERG 1988, EKSCHMITT 1991). Manche Regenwurm-Arten vermögen zwar wochenlang in sauerstoffreichem kalten Wasser zu leben, bei höheren Temperaturen nimmt ihre Überlebensrate jedoch deutlich ab (GRAFF 1984). Für die Überstauung von Grünlandflächen bedeutet dies, daß eine lokale Bestandsvernichtung der Regenwurmfauna möglich ist, insbesondere bei Bodentemperaturen über 10 °C. Die Wiederbesiedlung einmal geräumter Gebiete dauert unter ungünstigen Umständen lange, denn Regenwürmer besitzen nur eine eingeschränkte Ausbreitungsfähigkeit. Ihre horizontale Wanderungsgeschwindigkeit beträgt nur etwa 10 m/Jahr (EKSCHMITT mdl.), und eine Wiederbesiedlung wird in vielen Fällen durch umgebende Gräben behindert. In Grünlandgebieten, die nach Gesichtspunkten des Wiesenvogelschutzes bewirtschaftet werden und deren Grundwasserstand mit Hilfe eines Stauwehrs regulierbar ist, sollte deshalb bei der Stauhaltung eine Balance zwischen der Attraktivität für die Vogelwelt und den negativen Auswirkungen auf deren Nahrungs-Ressourcen gefunden werden.

Arthropoden

Einhergehend mit der mechanischen Bearbeitung des Bodens und der gleichzeitigen Entwässerung der Wiesen verändert sich ihre floristische und faunistische Artenzusammensetzung. Ergebnisse von Kescherfängen am Hohner See bestätigen die Tendenz einer allgemeinen Verarmung der Arthropodenvielfalt bei zunehmender Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung (STRUWE-JUHL 1995). Die intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen bieten den Uferschnepfen mit ihren Küken somit ungünstigere Nahrungsbedingungen als die extensiv genutzten Mähwiesen.

Bedeutung der abiotischen und biotischen Faktoren für die Nahrungssuche und den Verlauf des Brutgeschehens

Als die Uferschnepfen im März im Brutgebiet erschienen, waren noch viele ihrer potentiellen Brutplatzflächen überschwemmt. In den angrenzenden Nahrungsgebieten stand das Grundwasser 0-20 cm unter Flur, so daß die Regenwürmer, die zu dieser Zeit die Hauptbeutetiere der Uferschnepfen sind, in hoher Dichte und gut erreichbar vorhanden waren. Zu dieser Zeit kommt es auch in Nordrhein-Westphalen (EBER et al. 1973), in Niedersachsen (GERDES 1975) und an anderen Plätzen Schleswig-Holsteins (vgl. BERNDT & BUSCHE 1993) zu größeren Ansammlungen rastender Uferschnepfen. Im Hohner See-Gebiet waren optimale Ernährungsverhältnisse mindestens über drei Wochen, also noch bis Mitte April vorhanden. Die Uferschnepfen trafen somit zu einem für sie günstigen Zeitpunkt ein.

Dem reichen Vorkommen an Regenwürmern im Frühjahr (über 200 Ind./m^2) und der Konzentration brütender Uferschnepfen in unmittelbarer Nachbarschaft (9,7 Bp/100 ha Grünland), liegt eine direkte Abhängigkeit zugrunde, denn ein hohes Nahrungsangebot beeinflußt die Verteilung der Brutvögel entscheidend (u.a. LACK 1954).

Erst mit sinkenden Wasserständen wurden die zuvor überschwemmten Kleinseggenwiesen des Hohner See-Gebietes für Uferschnepfen besiedelbar. Mit Beginn der Revierbesetzung und Eiablage änderte sich das Verhalten der Uferschnepfen. Anstelle der gemeinschaftlichen Nahrungssuche traten nun paarweise bzw. einzelne Nahrungsflüge auf. Hieran waren insbesondere solche Vögel beteiligt, die in den regenwurmarmen Kleinseggenwiesen brüteten. Da sich die Regenwurmdichten im Untersuchungstransekt verringerten, ist davon auszugehen, daß die Nahrungssituation für die adulten Uferschnepfen im weiteren Verlauf der Brutsaison auch in anderen Bereichen zunehmend ungünstiger wurde.

6.2 Auswirkungen der Grünland-Renaturierung auf den Reproduktionserfolg und die Bestandsentwicklung der Uferschnepfe

1993 brüteten im Hohner See-Gebiet 28 Bp der Uferschnepfe. Der Schlupferfolg betrug 71 %. Erfolgswerte über 70 % wurden in Schleswig-Holstein bisher nur in zwei Gebieten registriert (Mieleniederung, Sorgeschleife, Tab. 4).

Der Schlupferfolg ist abhängig von der landwirtschaftlichen Nutzung eines Gebietes. Er war im Hohner See-Gebiet auf den intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen besonders niedrig. Von acht Gelegen waren nur drei erfolgreich (38 %). Noch geringere Erfolgswerte fanden MEYER (mdl.) 1993 auf intensiv genutztem Grünland im Bereich des Tetenhusener Moores und LUGERT (mdl.) im Bereich der Sorgeschleife (Tab. 4). Am Hohner See lag die Schlupfrate auf den extensiv genutzten Mähwiesen mit 77 % (n = 22) deutlich höher als auf den intensiv genutzten Wiesen. Aus regionaler, aber auch aus überregionaler Sicht, bietet das Untersuchungsgebiet somit gute Bedingungen für brütende Uferschnepfen.

In Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurden von 405 zerstörten Uferschnepfen-Gelegen im Mittel 51 % aller Verluste durch die landwirtschaftliche Nutzung (Maschineneinsatz, Viehtritt u.a.) verursacht (Tab. 5). 20 % aller Gelege gingen durch Prädation verloren. In einigen gut untersuchten Gebieten wird der Einfluß des Hermelins als entscheidender Faktor für den jahrweise unterschiedlichen Bruterfolg der Uferschnepfe genannt (JONAS 1979, HANDKE 1989, BELTING 1990, LUGERT 1991, SCHOPPENHORST 1991). Kükenjagende Hermeline sind vermutlich besonders dann erfolgreich, wenn im Gebiet bereits ein Großteil der Wiesen gemäht ist und die jungen Uferschnepfen nur noch in der hohen Grabenvegetation Deckung finden. Ein systematisches Absuchen der Randstrukturen ist für Hermelin und Fuchs daher besonders beuteträchtig. Auf Brutaufgabe und unbekannte Ursachen ließen sich im Mittel 29 % aller Gelegeverluste zurückführen. Da die meisten Brutaufgaben durch die schnelle Abtrocknung des Bodens und ein rasantes Aufwachsen der Vegetation verursacht werden, sind diese Verluste ebenfalls in hohem Maße auf die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen. Auch WITT (1986, 1989) und LUGERT (1991) fanden jahr- und gebietsweise unterschiedlich hohe Gelegeverluste durch Brutaufgaben, die durch das schnelle Abtrocknen des Grünlandes (veränderte Biotopqualität durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen) bedingt waren.

In niederländischen Brutgebieten wurden 23,7 % aller Verluste durch Viehtritt und 7,4 % durch maschinelle Arbeiten verursacht (BEINTEMA & MÜSKENS 1987). Durch Prädation gingen 40,1 % verloren. Zerstört und aus unbekannten Gründen aufgegeben wurden 28,1 % aller Gelege. Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit eines Geleges war zudem positiv mit der Dichte von Wühlmäusen *(Microtus sp.)* korreliert, denn in Jahren mit geringer Mäusedichte verursachten Raubsäuger (insbesondere Musteliden) hohe Gelegeverluste.

1993 betrug der Gesamtbruterfolg am Hohner See 0,75 Juv/Bp. Bisher traten nur in wenigen Untersuchungsgebieten Schleswig-Holsteins Erfolgswerte von über 0,5 Juv/Bp auf (vgl. Tab. 4). Da der Bruterfolg jedoch jahrweise (Witterung) und nutzungsbedingt (Landwirtschaft) stark schwankt, sind an dieser Stelle weitergehende Interpretationen nicht möglich.

Nach WITT (1989) müssen Uferschnepfen – bei einer zugrundegelegten Mortalitätsrate von etwa 50 % bis zur Erlangung der Brutreife und einer durchschnittlichen Lebenserwartung brutreifer Uferschnepfen von 2,3 Jahren (nach GLUTZ et al. 1977) – im Mittel einen Bruterfolg von 1,74 Juv/Bp erreichen, damit der Bestand stabil bleibt. Derartige Erfolgsraten werden selten erreicht. Nach Untersuchungen von BEINTEMA & MÜSKENS (1981) lag der Bruterfolg in 198 kleinflächig untersuchten, niederländischen Gebieten mit z.T. intensiver (Weide-)Nutzung zwischen $\bar{x}$ = 0,7 Juv/Bp, SD = 0,39 und $\bar{x}$ = 1,75 Juv/Bp, SD = 0,13 und somit in den meisten Fällen unter dem berechneten theoretisch notwendigen Erfolgswert.

Ursächlich für diese Diskrepanz ist vermutlich eine Unterschätzung der durchschnittlichen Lebenserwartung brutreifer Uferschnepfen. Da diese anhand von Ringfundmeldungen errechnet wurde, ist anzunehmen, daß das Durchschnittsalter der Uferschnepfen wesentlich höher als 2,3 Jahre ist, denn Mortalitätsberechnungen aufgrund von Ringfunden können zu einer Unterschätzung des Lebensalters führen (BEINTEMA & DROST 1986).

Aufgrund seiner Untersuchungen in verschiedenen Marschgebieten Schleswig-Holsteins kommt WITT (1986) zu dem Schluß, daß die Reproduktionsleistung der Uferschnepfen in Schleswig-Holstein mit 0,4 Juv./Bp nicht ausreicht, einen langfri-

Tab. 4: Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfe in verschiedenen Untersuchungsgebieten Schleswig-Holsteins
Table 4: Hatching and fledging success of Black-tailed Godwit in different study areas in Schleswig-Holstein

Gebiet	Jahr	Bp	Schlupferfolg [%]	erfolgreiche Familien	Anzahl flügger juv.	Teil-bruterfolg	Gesamt-bruterfolg	Beobachter/ Quelle
Fahretoft/NF	1984	16	50,0	–	–	–	–	WITT (1986)
	1985	13	53,8	–	–	–	–	ders.
Langenhorn/NF	1984	38	31,6	–	–	–	–	ders.
	1985	34	44,1	–	–	–	–	ders.
Lecker Au/NF	1984	3	33,3	–	–	–	–	ders.
	1985	6	50,0	–	–	–	–	ders.
Hauke-Haien-Koog/NF	1984	6	50,0	–	–	–	–	ders.
	1985	5	0,0	–	–	–	–	ders.
Eiderstedt/NF	1987	87	67,8	16	31	1,94	0,36	KOOP
Eider-Köge/SL	1987	36	11,1	3	4	1,33	0,11	WITT (1989)
	1988	9	66,7	4	8	2,00	0,89	ders.
Hattstedter Westermarsch/NF	1987	35	42,9	8	11	1,38	0,31	THOMSEN & STRUWE-JUHL
	1988	18	44,4	2	4	2,00	0,22	dies.
Mieleniederung/HEI	1986	23	73,9	4	11	2,75	0,48	GALL
	1987	16	68,8	7	?	–	–	ders.
	1988	18	83,3	9	18	2,00	1,00	BÜLOW & GALL
Sorge-Schleife/SL	1987	48	58,3	9	?	–	–	GRÜNKORN
	1989	56	80,4	22	22-55	1,0-2,5	0,39-0,98	LUGERT (1991)
	1990	62	24,2	11	10-20	0,9-1,8	0,16-0,32	ders.
	1993	39	7,7	3	7	2,3	0,18	LUGERT
Tetenhusener Moor/SL	1993	32	12,5	–	–	–	–	J. MEYER
Hohner See/RD	1993	28	71,4	14	21	1,50	0,75	STRUWE-JUHL

Tab. 5: Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe in verschiedenen norddeutschen Brutgebieten
Table 5: Causes of egg loss of Black-tailed Godwit in different study areas in Northern Germany

Gebiet	Jahr	untersuchte Gelege	zerstörte Gelege	Verlustrate (gesamt) [%]	Landwirtschaft [%]	Prädation [%]	Brutaufgabe und „unbekannt" [%]	Beobachter/ Quelle
Hunte-Niederung	1970-72	100	53	53	4	47	49	JONAS (1979)
Vier Marschgebiete in Nordfriesland	1984-85	136	87	64	97	3	–	WITT (1986)
Bremer Flußniederungen	1990	396	68	56	62	34	4	SCHOPPENHORST (1991)
Hattstedter Westermarsch	1987-88	64	42	66	52	10	38	THOMSEN & STRUWE-JUHL
Beltringharderkoog	1988	15	12	80	50	17	33	dies.
Miele-Niederung	1987-88	42	15	36	53	7	40	BÜLOW & GALL
Sorge-Schleife	1987	56	39	70	36	15	49	GRÜNKORN
	1989	56	17	30	53	12	35	LUGERT
	1990	43	28	65	29	29	43	ders.
	1993	37	34	91	29	15	56	ders.
Hohner See	1993	30	10	33	20	30	50	STRUWE-JUHL

stig stabilen Brutbestand zu sichern. Den Grund für den geringen Bruterfolg sieht er in einer „irrtümlichen Biotopwahl" der Wiesenvögel, wobei er als wesentlichen Punkt anführt, daß Uferschnepfen in der intensiv genutzten Kulturlandschaft nicht mehr in der Lage sind, die Eignung ihres Brutbiotopes an bestimmten Strukturen zu erkennen. Dabei verändern insbesondere die intensive Entwässerung und das schnelle Aufwachsen der Vegetation die noch bei der Ankunft im Brutgebiet geeignet erscheinenden Vegetationsverhältnisse. Für die Uferschnepfen sehen kon-

ventionell bewirtschaftete Grünlandflächen im beginnenden Frühjahr geeignet aus, später, mit dem rasanten Aufwachsen der Vegetation zeigt sich aber, daß sie es tatsächlich nicht sind. Die extensiv genutzten Grünlandflächen sehen ebenfalls geeignet aus und bleiben es dann auch.

Eine Korrektur des theoretischen Wertes für den notwendigen Mindestbruterfolg kann an dieser Stelle nicht erfolgen. Vermutlich liegt der wirkliche Wert zwischen 0,5 und 1,5 Juv/Bp.

Die Ergebnisse vom Hohner See zeigen, daß Uferschnepfen in der Lage sind, auf ein verbessertes (extensiver genutztes) Biotopangebot zu reagieren. Durch die Anhebung des Grundwasserstandes und die periodisch auftretenden Überschwemmungen konnte die Attraktivität des Hohner See-Gebietes als Bruthabitat für Uferschnepfen verbessert werden. Dies belegt die Konzentration der Brutvögel im Überschwemmungsbereich der „Düntener Wiesen" (Abb. 2) und der Bestandsanstieg seit Beginn der wasserbaulichen Renaturierungsmaßnahmen (Abb. 9).

Hinsichtlich der Brut- und Rastbestandsentwicklung wird dies auch aus anderen Gebieten Schleswig-Holsteins bestätigt, in denen sich nach Anhebung der Wasserstände und Einführung einer extensiveren Bewirtschaftung die Bestände positiv entwickelt haben: Meldorfer Speicherkoog/HEI (GLOE 1992), Oldensworter Vorland/NF (PROKOSCH 1992) und Beltringharder Koog/NF (HÖTKER & KÖLSCH 1993).

Auch Beispiele aus dem Eilandspolder/NL (EIJERMAN 1976), aus Flevoland/NL (DE JONG 1977) und der Ochtumniederung bei Bremen (HANDKE 1990) zeigen, daß sich durch die Schaffung geeigneter Wasserstände die Brut- und Rastbestände in Wiesenvogel-Schutzgebieten vervielfachen können. DE JONG (1977) bestätigt, daß Uferschnepfen höhere Siedlungsdichten und Bruterfolge erreichen, wenn Grundwasserstände von ca. 20 cm unter Flur nicht unterschritten und ein begrenzter Einsatz oder Verzicht auf Düngemittel sowie eine Beweidungsdichte von ≤ 2 Kühen pro Hektar in den Brutgebieten festgeschrieben werden.

Der schleswig-holsteinische Brutbestand der Uferschnepfe hat sich seit Mitte der 80er Jahre auf einem Niveau von ca.1600 Paaren stabilisiert (STRUWE-JUHL in Vorb.). Die einzelnen Vorkommen konzentrieren sich zunehmend in Gebieten, in denen die Wasserstands- und Nutzungsverhältnisse entsprechend den Bedürfnissen der Wiesenvögel ausgerichtet werden. In Gebieten mit konventioneller Grünlandnutzung dagegen vollzieht sich weiterhin ein flächenhafter Rückgang der Brutbestände (vgl. ZIESEMER 1986).

Über den Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfen in renaturierten Grünlandgebieten liegen bislang nur wenige Angaben vor. Das Brutergebnis im renaturierten Hohner See-Gebiet lag 1993 deutlich über den Erfolgswerten in noch konventionell bewirtschafteten Gebieten der Eider-Treene-Sorge-Niederung und gibt daher weiteren Renaturierungsprojekten eine günstige Perspektive.

7. Summary: Effects of conservation measures in the Hohner See area on numbers, breeding success and feeding ecology of the Black-tailed Godwit *(L. limosa)*

1. In 1993 the effects of conservation measures on breeding success and feeding ecology of Black-tailed Godwits were examined in the Hohner See area (Schleswig-Holstein, Germany). The water level was raised and, until the 1. July, all agricultural activity was stopped.

2. The raised water level reduced the compactness of the soil on meadows which were flooded temporarily. In May the soil of intensively used meadows was more compact (95-130 N/cm²) than that of extensively used meadows (55-70 N/cm²). In April the soil of extensively used meadows was even less compact (35-40 N/cm²). The compactness of the soil of intensively used meadows exceeded temporarily the theoretical limit above which Black-tailed Godwits are unable to feed on earthworms successfully (125 N/cm²).

3. The height of vegetation differed on intensively and extensively used meadows significantly. The high, dense vegetation and the dry ground on intensively used meadows caused several pairs to leave their nests permanently.

4. In March and April the adult Black-tailed Godwits fed on earthworms, which were avaiable in high densities because of the raised ground water level. In this period, the preferred feeding areas of Black-tailed Godwits were meadows which were not flooded permanently (at a height of 20 cm above the water level of the lake). In these areas the densities of earthworms were higher than everywhere else.

5. The highest densities of earthworms *(Octolasium lacteum)* were measured in March. Because of vertical migration, the densities of earthworms

decreased during the breeding season. On extensively used meadows the density sank from 208 Ind./cm² in March up to 96 Ind./cm² in June. On wet *Carex*-meadows the densities were much lower. If Black-tailed Godwits bred on such *Carex*-meadows, they fed regularly outside of their breeding areas.

6. Since the water level was raised in the area in January 1991, the number of breeding Black-tailed Godwits has increased significantly.

7. The hatching success of Black-tailed Godwits depends on the agricultural utilization. On intensively used meadows the success was significantly lower (38 %, n = 8 clutches) than on extensively used ones (77 %, n = 22 clutches).

8. In the Hohner See area the total hatching success was 71 % (n = 28 pairs). The breeding success was 0.75 juv./pair. These results were much better than those recorded on conventionally utilized meadows in the lowlands of the rivers Eider, Treene and Sorge.

The results show that Black-tailed Godwits can react very quickly to habitat improvement i.e. reductions in the intensity of agricultural utilization. The reduced agricultural utilization, the raised water level and the temporary flooding of the meadows in winter and in early spring have improved the attractiveness of the Hohner See area for breeding Black-tailed Godwits.

8. Schrifttum

ALW (Amt für Land und Wasserwirtschaft 1986): Rahmenentwurf Sanierung und Entwicklung des Hohner Sees und seiner Umgebung. Polykopie, Heide.

dies. (1990): Abschlußbericht für das Vorhaben „Sanierung und Entwicklung des Hohner Sees und seiner Umgebung". Polykopie, Heide.

Beintema, A.J. & G.J.D. Müskens (1981): De invloed van beheer op de produktiviteit van weidevogels. RIN-rapport 81/19.

dies. (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. J. Appl. Ecol. 24: 743-758.

Beintema, A.J. & N. Drost (1986): Migration of the Black-tailed Godwit. Le Gerfaut 76: 37-62.

Belting, H. (1990): Habitatwahl und Bruterfolg von Kiebitz (Vanellus vanellus) und Uferschnepfe (Limosa limosa) im Dümmer-Gebiet. Diplomarbeit, Universität Braunschweig.

Berndt, R.K. & G. Busche (1993): Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1991. Corax 15: 118-146.

Bölscher, B. (1990): Ökologische Probleme der Grünlandnutzung. BUND Landesverband Niedersachsen, Hannover.

Bub, H. (1974): Vogelfang und Vogelberingung zur Brutzeit. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.

Daugbjerg, P. (1988): Temperature and moist preferences of three earthworm species (Oligochaeta, Lumbricidae). Pedobiologia 32: 57-64.

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

Eber, G., B. Geesink & T. Willers (1972): Beobachtungen am Schlafplatz der Uferschnepfe (Limosa limosa) im NSG Zwillbrocker Venn bei Vreden. Anthus 9: 49-61.

Eijerman, C. (1976): De relatie bodem en grondwaterpeil en de fluctuatie van de gruttopopulatie in de Eilandspolder. Het Vogeljaar 24: 179-183.

Ekschmitt, K. (1991): Abschlußbericht über Begleituntersuchungen zur Wirkung unterschiedlicher Überstauungsintensitäten auf die Bodenfauna von Grünland 1987-1990. Gutachten Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung, Bremen.

French, C.E., S.A. Liscinsky & D.R. Miller (1957): Nutrient composition of earthworms. J. Wildlife Management 21: 348.

Gerdes, K. (1975): Schlafplatzflüge der Uferschnepfe (Limosa limosa) und anderer Arten im Bereich des Dollart. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 7: 3-12.

Gloe, P. (1992): Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Speicherkoog Dithmarschen (Westküste von Schleswig-Holstein) von 1984-1991. Corax 15: 69-81.

Glutz v. Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd.7 Charadriiformes. Akadem. Verlagsges., Wiesbaden.

Graff, O. (1984): Unsere Regenwürmer. Schaper, Hannover.

Green, R.E. (1985): The management of lowland wet grasslands for breeding waders. RSPB, Sandy, Bedfordshire.

Green, R.E., G.J.M. Hirons & J.S. Kirby (1990): The effectiveness of nest defence by Black-tailed Godwits (Limosa limosa). Ardea 78: 405-413.

Handke, K. (1990): Auswirkungen von Ausgleichsmaßnahmen auf die Fauna eines Graben-Grünland-Gebietes bei Bremen unter besonderer Berücksichtigung der Vögel. Landschaft u. Stadt 22: 144-155.

Hockey, P.A.R. (1984): Growth and energetics of the African Black Oystercatcher (Haematopus moquini). Ardea 72: 111-117.

Hötker, H. & G. Kölsch (1993): Die Vogelwelt des Beltringharder Kooges. Corax Bd. 15, Sonderheft.

Hülsmann, H. & H.-P. Müller (1988): Die Niederung am Hohner See. Darstellung eines bemerkenswerten schutzwürdigen Lebensraumes für die Vogelwelt. Vogelkdl. Tgb. Schleswig-Holstein 16: 127-160.

Jonas, R. (1979): Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (Limosa limosa). Vogelwelt 100: 125-136.

Kölbel, A. (1988): Vegetationskarte und -tabellen des Hohner See-Gebietes. Botanisches Institut Universität Kiel.

Kuschert, H. (1983): Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Husum Druck- u. Verlagsges., Husum.

Lack, D. (1954): The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.

LW (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten 1985): Seenbericht Hohner See. Untersuchungsbericht des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Kiel.

Lind, H. (1961): Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (Limosa limosa). Medd. Naturfredningsrådets reservatudvalg 66: 1-157, Copenhagen.

Lugert, J. (1991): Zur Tierwelt im Bereich der Alten Sorge. Gutachten Naturschutzverein Meggerdorf.

MELF (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1986): Extensivierungsförderung in Schleswig-Holstein. Kiel.

Mertens, A. (1993): Tageszeitliche und jahreszeitliche Phänologie des Verhaltens, Habitatwahl und Habitatabhängigkeit des Verhaltens der Uferschnepfe (Limosa limosa). Untersuchungen im Bereich des NSG Alte-Sorge-Schleife. Diplomarbeit, Universität Bonn.

NAGY, K.E. (1987): Field metabolic rate and food scaling in mammals and birds. Ecol. Monogr. 57: 111-128.
NAUMANN, J.F. (1902): Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas. Bd.8. Köhler, Gera.
PROKOSCH, P. (1992): Naturschutz für seltenen Brackwasserlebensraum. Wattenmeer International 10: 24-25.
ROTT, A. (1992): Entwicklung der endogäischen Fauna bei extensiver Grünlandnutzung. LÖLF-Mitt. 3: 36-37.
SCHOPPENHORST, A. (1991): Studien zur Populationsökologie und zur Reproduktion ausgewählter Wiesenvogelarten im Bremer Gebiet. Gutachten Senator für Umweltschutz u. Stadtentwicklung, Bremen.
STRUWE-JUHL, B. (1995): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (L. limosa) am Hohner See, Schleswig-Holstein. Vogelwelt 116: 65-76.
TISCHLER, W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. Fischer, Stuttgart.
WILCKE, D.E. (1955): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Analyse des Regenwurmbesatzes. Z. Pflanzenernährung Bodenkde. 68: 44-49.
WITT, H. (1986): Reproduktionserfolge von Rotschenkel (Tringa totanus), Uferschnepfe (L. 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 Vogelschutz 28: 43-76.
ZIESEMER, F. (1986): Zur Situation von Uferschnepfe (L. limosa), Rotschenkel (Tringa totanus), Bekassine (G. gallinago), Kampfläufer(Philomachus pugnax) und anderen „Wiesenvögeln" in Schleswig-Holstein. Corax 11: 249-261.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Corax

Jahr/Year: 1995-96

Band/Volume: 16

Autor(en)/Author(s): Struwe-Juhl Bernd

Artikel/Article: Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (Limosa limosa) 153-172