

Nistplatzwahl, Prädation und Schlupferfolg von Rotschenkeln *Tringa totanus* auf der Insel Wangerooge

Heike Büttger, Stefan Thyen & Klaus-Michael Exo

Büttger H, Thyen S & Exo K-M: Nest-site selection, predation and hatching success of Redshanks *Tringa totanus* breeding on Wangerooge island. Vogelwarte 44: 123–130.

In contrast to a declining breeding population of Redshanks *Tringa totanus* in Europe, the Wadden Sea population is stable. Current investigations on mainland saltmarshes of the Wadden Sea (Petersgroden, Jadebusen) showed very low hatching success due to high predation. The question arose where Redshanks breed successfully and which parameters determine hatching and breeding success. To answer this question, we investigated nest-site selection, hatching success and nest predation of Redshanks on Wangerooge island, Germany, where abundance of ground predators is assumed to be lower than in mainland areas. In 2003, hatching success was relatively high (89%) on Wangerooge due to low predation. We found no effects of nest-site characteristics on hatching success. Possible explanations of low predation are discussed. The results suggest that an island like Wangerooge could serve as a potential population source for Redshanks breeding in the Wadden Sea. However, further research on breeding success, its variation in space and time and influencing parameters is needed.

HB: Medehop 16, D-25881 Tating, Email: h.buettger@web.de; ST & KME: Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven, Germany, Email: stefan.thyen@ifv.terramare.de, michael.exo@ifv.terramare.de

1. Einleitung

Die Brutbestände des Rotschenkels *Tringa totanus* haben in den vergangenen Jahrzehnten europaweit abgenommen (Tucker & Heath 1994; BirdLife International 2004). Die Bestandsentwicklung verlief jedoch in verschiedenen Regionen und Lebensräumen sehr unterschiedlich (Bauer & Berthold 1997; Rasmussen et al. 2000; Hustings & Vergeer 2002). Abnehmende Brutbestände sind besonders in den Anrainerstaaten der Nordsee (GB, D, NL) zu verzeichnen (Hustings & Vergeer 2002; BirdLife International 2004). Besonders starke Abnahmen wurden im Binnenland beobachtet (Bauer & Berthold 1997; Melter & Welz 2003), an den Küsten verlief die Entwicklung hingegen uneinheitlich: Während in den Salzwiesen Großbritanniens die Brutbestände zwischen 1985 und 1996 um 23% abnahmen (Norris et al. 1997, 1998; Brindley et al. 1998), sind die Bestände im Wattenmeer seit Anfang der 1990er Jahre stabil bzw. leicht ansteigend (Bauer & Berthold 1997; Melter et al. 1997; Hälterlein et al. 2000). Das Wattenmeer, in dem etwa 25% der nordwesteuropäischen Population brüten (Rasmussen et al. 2000), hat damit als Brutgebiet eine überragende internationale Bedeutung für den Rotschenkel (Exo et al. 2003). Bei weiterhin abnehmenden Beständen in anderen europäischen Brutgebieten, nimmt diese Bedeutung mittel- bis langfristig möglicherweise noch zu (Thyen & Exo 2003a).

Habitat- und Nistplatzansprüche des Rotschenkels sind relativ gut untersucht (vgl. Stiefel & Scheufler 1984; Norris et al. 1997, 1998; Thyen 1997; Brindley et

al. 1998; Thyen & Exo 2005). Im Wattenmeer brüten Rotschenkel in den Salzwiesen des Nationalparks, wobei höhere Dichten in ungenutzten Salzwiesen des Festlandes erzielt werden (Rasmussen et al. 2000; Hälterlein et al. 2003; Thyen & Exo 2003b). Allerdings sind die Konsequenzen dieser Habitatwahl für die Reproduktion nur unzureichend bekannt. Diese Kenntnisse sind aber notwendig, um räumlich-zeitlich variierende Bestände erklären zu können (Thyen & Exo 2003a, 2005; Thyen et al. 2005b). Untersuchungen im Jadebusen ergaben, dass zwischen Nisthabitat bzw. Vegetationsstruktur am Neststandort und dem Schlupferfolg der Rotschenkel signifikante Zusammenhänge bestehen (Thyen 1997; Thyen & Exo 2005). Paare, die ihr Nest früh in der Saison in reich strukturierter Vegetation anlegen, erzielen höhere Schlupferfolge als Paare, die spät im Jahr in weniger strukturierten Pflanzengesellschaften brüten (Thyen & Exo 2003a, 2005). Aufgrund hoher Prädation erscheinen die Schlupferfolge im westlichen Jadebusen (Petersgroden) nach vorläufigen Schätzungen jedoch zu gering, um einen für eine stabile Population ausreichenden Bruterfolg erzielen zu können (Thyen & Exo 2003a). Die wie im gesamten Wattenmeer stabilen Bestände im Petersgroden lassen sich somit kaum durch die eigene Reproduktion der regionalen Population erklären. Vielmehr könnten möglicherweise Migrationsprozesse im Rahmen einer „source-sink-Dynamik“ eine Rolle spielen (z.B. Pulliam 1988; Pulliam & Danielson 1991; Kristan 2003).

Allgemein gelten Inseln aufgrund der unter natürlichen Bedingungen fehlenden Bodenprädatoren als attraktive Brutgebiete (Burger & Gochfeld 1994; Melter et al. 1997). Wie Untersuchungen von Großkopf (1958, 1959, 1989) auf Wangerooge zeigten, lag der jährliche Schlupferfolg von Rotschenkeln auf der Insel in den 1950er und 1960er Jahren deutlich höher als derzeit im Jadebusen. Der Brutbestand des Rotschenkels ist auf Wangerooge seit Anfang der 1990er Jahre stabil (Abb. 1), Schlupf- und Bruterfolg sind aber unbekannt. Vor diesem Hintergrund wurden im Jahr 2003, entsprechend der Untersuchungen im Petersgroden (s.o.), Nistplatzwahl und Aspekte der Brutbiologie des Rotschenkels auf der Insel Wangerooge untersucht. Die Untersuchungen sollten zeigen, ob ein räumlicher Unterschied des Schlupferfolges aktuell existiert. Folgende Fragen sollten beantwortet werden: Wie hoch ist der Schlupferfolg auf der Insel heute? Welches sind die begrenzenden Faktoren? Welche Rolle spielt die Nistplatzwahl? Wie sehen Nistplätze aus und unterscheiden sie sich vom Petersgroden? Welchen Einfluss haben die Nistplatzstrukturen auf den Schlupferfolg?

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden im Mittel- und Westaußengroden (53°47' N, 7°54' E) der Insel Wangerooge statt (Abb. 2). Die zwei Untersuchungsflächen umfassten insgesamt 61,5 ha. Die Salzwiesen Wangerooges werden seit mindestens drei Jahrzehnten nicht mehr beweidet (von der Driesch & Halwe 1997) und gehören seit 1986 zur Ruhezone des Nationalparks „Niedersächsisches Wattenmeer“. Das Untersuchungsgebiet wurde zu über 80% von den Biotoptypen (nach Drachenfels 2003) „Untere Salzwiese“ (struktureich, 31%), „Obere Salzwiese“ (struktureich, 27%) bzw. „Quecken- und Distelflur der Oberen Salzwiese“ (23%) bestimmt (Details s. Büttger 2004). Im

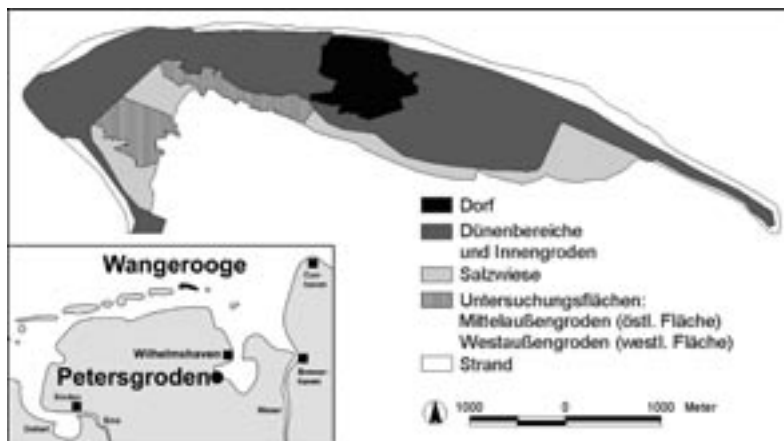


Abb 2: Lage der Insel Wangerooge (kleine Übersichtskarte; entnommen aus Fleet et al. 1994) und Übersicht von Wangerooge mit den zwei Untersuchungsflächen im West- und Mittelaußengroden. – Location of Wangerooge island (small map taken from Fleet et al. 1994) and overview of Wangerooge including the two study sites in the West- and in the Mittelaußengroden.

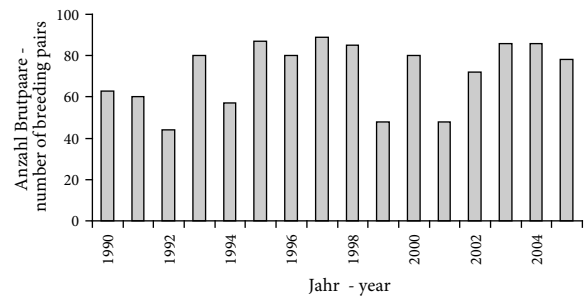


Abb. 1: Entwicklung des Rotschenkel-Brutbestandes auf Wangerooge zwischen 1990 und 2005. Laut Regressionsanalyse ergab sich kein signifikanter Trend ($y = 1,11x + 62$, $R^2 = 0,114$, $p = 0,201$) (Datenquellen: Behm-Berkelmann & Heckenroth 1991; Hälterlein & Steinhart 1993; Südbeck & Hälterlein 1994, 1995; Hälterlein & Südbeck 1996; Heckroth & Hartwig 2002, 2004; Hartwig & Heckroth 2004; Heckroth 2005, schriftl. Mitt.). – Development of breeding pair numbers of redshank on Wangerooge island between 1990 and 2004 (data sources: Behm-Berkelmann & Heckenroth 1991; Hälterlein & Steinhart 1993; Südbeck & Hälterlein 1994, 1995; Hälterlein & Südbeck 1996; Heckroth & Hartwig 2002, 2004; Hartwig & Heckroth 2004; Heckroth 2005, pers. comm.). A regression analysis revealed no significant trend.

Mittelaußengroden grenzt östlich an die Untersuchungsfläche ein Zugang zum Watt, der regelmäßig von Fußgängern genutzt wird (Wattwanderungen, Spaziergänger).

Die Brutvogelgemeinschaft im Außengroden von Wangerooge-West wurde 2003 von fünf Kolonien der Lachmöwe *Larus ridibundus* mit insgesamt 374 Brutpaaren (BP), sowie 187 BP des Austernfischers *Haematopus ostralegus*, 70 BP des Rotschenkels, 29 BP der Silbermöwe *Larus argentatus* und einer Säbelschnäblerkolonie *Recurvirostra avosetta* mit 22 BP dominiert (Heckroth schriftl. Mitt.). Als potentielle Luftprädatoren brüteten im Westen von Wangerooge zwei Rohrweihepaare *Circus aeruginosus*, je drei BP der Kornweihe *C. cyaneus* und des Turmfalken *Falco tinnunculus*, zwei Sumpfohreulenpaare *Asio flammeus*, ein BP der Waldohreule *A. otus* sowie fünf BP der Rabenkrähe *Corvus corone corone*.

Als potentielle Bodenprädatoren von Gelegen sind Wanderratten *Rattus norvegicus*, Igel *Erinaceus europaeus* sowie verwilderte Hauskatzen *Felis sylvestris f. catus* bekannt (Großkopf 1989). Raubsäuger wie Fuchs *Vulpes vulpes* oder Musteliden kommen auf der Insel nicht vor (Jacob et al. 2004).

2.2. Aufnahme brutbiologischer, vegetationskundlicher und struktureller Parameter

Die Aufnahme reproduktionsbiologischer Parameter orientierte sich an Exo et al. (1996) und Thyen et al. (1998). Die Untersuchungen wurden nach den von Exo et al. (1996) beschrie-

benen Verhaltensmaßregeln durchgeführt, um Störungen des Brutgeschehens während der Begehungen so gering wie möglich zu halten. Hinweise auf Verluste durch die Arbeit im Brutgebiet wurden nicht gefunden und waren entsprechend früherer Untersuchungen auch nicht zu erwarten (Thyen et al. 1998). Zwischen dem 17. April und dem 17. Juni 2003 wurden während insgesamt 10 Begehungen von zwei Personen Neststandorte gesucht. Die Gelege wurden in der Regel im Rhythmus von sechs Tagen kontrolliert. Für jedes Gelege wurde nach Green (1984) aus den Eimaßen (Länge, Breite, Masse) und dem Funddatum die verbleibende Anzahl der Tage bis zum Schlupf berechnet. Sofern der Schlupf nicht direkt beobachtet werden konnte, wurden Gelege dann als geschlüpft gewertet, wenn bei der Kontrolle nach dem berechneten Schlupftermin im Nest verbliebene Schalenreste mit für den Schlupf typischen Merkmalen gefunden wurden (Ei am stumpfen Pol aufgeklickt, Blutgefäße in der Eierschale, Schalensplitter im Nestboden). Von jedem Neststandort wurden mit Hilfe eines GPS-Empfängers (Garmin GPS 12) die Gauß-Krüger-Koordinaten bestimmt. An den Neststandorten wurde neben der Vegetationszusammensetzung (Artmächtigkeiten nach Braun-Blanquet 1964) die Vegetationsdichte in Abhängigkeit von der Höhe mit Hilfe eines Vegetationsstratimeters in 10-cm-Schichten gemessen (Oppermann 1989). Als Maß für die Verstecktheit der Nester wurde zudem der Anteil des Umgebungslichtes im Nest mit Hilfe eines Luxmeters ermittelt (vgl. Thyen & Exo 2005). Als „gut versteckt“ wurden Nester gewertet, in denen weniger als 5% des Umgebungslichtes gemessen wurde (vgl. Thyen & Exo 2003a, 2005). Außerdem wurde von den Nestern nach der Brutzeit die Höhe über NN mit einem Nivelliergerät (Zeiss Ni 2) und die Entfernung zur MThw-Linie im GIS (ArcView 3.2) bestimmt.

Zur Betrachtung der Nistplatzwahl wurde das potentielle Nistplatzangebot an Zufallspunkten untersucht. Im GIS wurden dazu zufällig 57 Punktkoordinaten in den Biototypen „Obere, Untere Salzwiese“ und „Quecken- und Distelflor der oberen Salzwiese“ bestimmt (Jenness 2001). Mit Ausnahme der Verstecktheit und der Höhe über NN wurden die oben genannten Strukturparameter an den Zufallspunkten entsprechend der Messungen an realen Neststandorten aufgenommen.

2.3. Auswertung und Statistik

Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege wurde nach Mayfield (1961, 1975), deren Standardfehler nach Johnson (1979) berechnet, wobei eine 24-tägige Bebrütungsdauer angenommen wurde (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

Die Nistplatzwahl der Vögel wurde untersucht, indem die Nutzung einzelner Vegetationstypen im Vergleich zum Flächenangebot analysiert wurde (Selektivitätsindex nach Ivlev; Jacobs 1974) bzw. indem die Ausprägung oben genannter Strukturen mit deren Ausprägung an den Zufallspunkten verglichen wurde (Mann-Whitney U-Test). Der Selektivitätsindex nach Ivlev kann Werte zwischen -1 und 1 annehmen, wobei 1 eine vollständige Präferenz, -1 eine vollständige Meidung der in Frage stehenden Fläche bedeutet. Effekte des Legebeginns auf die Nistplatzwahl wurden analysiert, indem Zusammenhänge zwischen dem berechneten Ablagetermin eines Geleges (s.o.) und den verschiedenen Nistplatzcharakteristika jeweils mittels linearer Regressionsanalysen untersucht wurden. In ähnlicher Weise wurde versucht, Einflüsse der individuellen Qualität auf die Nistplatzwahl zu analysieren.

Dabei wurde angenommen, dass ältere und damit erfahrenere Weibchen früher mit der Brut beginnen und größere Eier legen als unerfahrene (Großkopf 1970; Thompson & Hale 1991). Die Berechnung der Eivolumenta erfolgte gemäß Hoyt (1979), für die Regressionsanalysen wurden mittlere Eivolumenta pro Gelege berechnet. Mögliche Zusammenhänge zwischen Nistplatzcharakteristika (dominierende Pflanzenart) und Qualität der Altvögel (Eivolumenta) wurden nach Überprüfung der Voraussetzungen (Normalverteilung, Varianzhomogenität) mit Hilfe einer ANOVA untersucht.

Die statistischen Verfahren wurden nach Mühlenberg (1989) und Sachs (1997) mit Hilfe des Programmpaketes SPSS 10.0 für Windows durchgeführt. Alle Tests unterlagen der zweiseitigen Fragestellung. Als Signifikanzgrenze wurde $p = 0,05$ angesehen.

Dank: Dem Mellumrat e.V., insbesondere M. Heckroth, gilt herzlicher Dank für die Unterstützung. Die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (Wilhelmshaven) erteilte die Betretungsgenehmigungen und stellte die Kartengrundlagen zur Verfügung. Dank gilt hier vor allem P. Potel, H.-H. Kathmann und N. Hecker. Dank außerdem an S. Brandt, B. Haas, C. Jacob, N. Müller, M. Sommerfeld, R. Nagel, J. Sünkel und S. Wolff für ihre Unterstützung bei der Freilandarbeit. Weiterhin danken wir F. Bairlein, W. Fiedler, U. Köppen und C. Quaisser für konstruktive Anmerkungen zu früheren Manuskriptversionen.

3. Ergebnisse

Nistplatz-Charakteristika

Die Neststandorte der Rotschenkel ($n=17$) befanden sich in den Biototypen „Obere und Untere Salzwiese“ (71%) sowie in „Queckenrasen“ (29%). Für die Biototypen „Obere Salzwiese“ und „Quecken- und Distelflor der Oberen Salzwiese“ ergaben sich mit 0,04 bzw. 0,13 leicht positive Selektivitätsindices, die „Untere Salzwiese“ wurde demgegenüber negativ selektiert (-0,13). Eine Mischfläche aus „Oberer und Unterer Salzwiese“ hatte mit +0,64 den höchsten Selektivitätsindex.

An 50% der Neststandorte war Rotschwingel *Festuca rubra* die dominante Pflanzenart. Portulak-Keilmelde *Atriplex portulacoides* dominierte an 18,75%, Strandquecke *Elymus athericus* und Strand-Wermut *Artemisia maritima* je an 12,5% der Neststandorte. An 6,25% der Nester waren Rotschwingel und Strandquecke zu gleichen Anteilen vertreten.

Die Höhe der Vegetation am Neststandort betrug durchschnittlich $33 \text{ cm} \pm 10 \text{ cm}$ (Spannweite 20 – 50 cm; $n = 16$; Abb. 3) und war damit signifikant höher (Mann-Whitney U-Test: $p = 0,006$) als an den Zufallspunkten, an denen die Vegetation durchschnittlich $23,8 \text{ cm} \pm 15,3 \text{ cm}$ (Spannweite 10 – 60 cm; $n = 57$) hoch war.

Die vertikale Vegetationsdeckung an den Neststandorten betrug durchschnittlich 97 bzw. 70% in den beiden unteren Schichten oberhalb des Nestes (0-10 bzw. 10-20 cm, $n = 16$; Abb. 3). Die Vegetationsstruktur an Neststandorten unterschied sich damit signifikant von der an den Zufallspunkten. Gegenüber dem Petersgroden

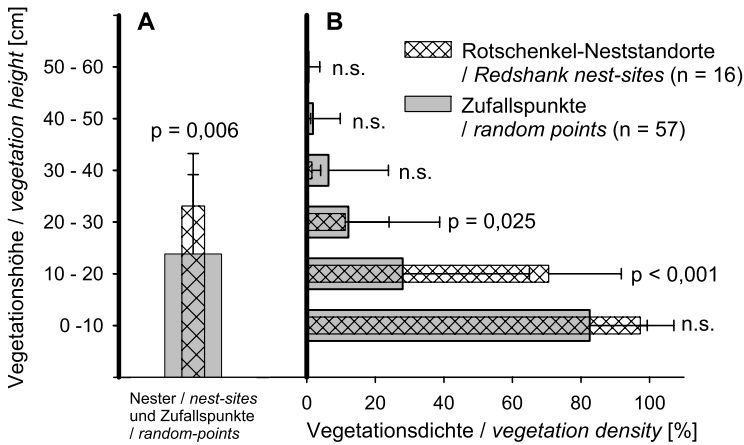


Abb 3: Höhe (A) und Dichte (B) der Vegetation über den Rotschenkelnestern und an den Zufallspunkten (Details siehe Text). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung, Irrtumswahrscheinlichkeiten nach Mann-Whitney U-Test, n. s. = nicht signifikant. – Vegetation height (A) and density (B) above redshank nests and random points. Given are means \pm standard deviation, p according to Mann-Whitney U-Test, n. s. = not significant.

war die Vegetationshöhe und die vertikale Vegetationsdeckung an den Neststandorten kleiner (vgl. Thyen & Exo 2005). Auf Wangerooge wurden durchschnittlich etwa 5% des Umgebungslichts in den Nestern gemessen (n = 16). Entsprechend der für den Petersgrodan angewandten Klassifizierung (Thyen & Exo 2003a), sind alle Neststandorte als „gut versteckt“ einzustufen.

Der Legebeginn erstreckte sich vom 02.05. bis 08.06.2003. Der Legegipfel zeichnete sich um den 14.05.2003 ab. Zwischen dem Legebeginn und den untersuchten Nistplatzstrukturen (Verstecktheit, Entfernung zur MThw-Linie, Höhe über NN, Vegetationshöhe) wurden keine signifikanten Zusammenhänge gefunden (Tab. 1). Ebenso variierte der Legebeginn nicht zwischen Standorten mit unterschiedlichen dominierenden Pflanzenarten (Kruskal-Wallis-Test, p =

0,491). Ein Zusammenhang zwischen den mittleren Eivolumenta und dem Ablagetermin der Gelege konnte nicht nachgewiesen werden (lineare Regression: $y = 22,63 - 0,007x$, $R^2 = 0,05$, $p = 0,809$). Darüber hinaus variierten die Eivolumenta nicht zwischen Neststandorten mit unterschiedlichen dominierenden Pflanzenarten (ANOVA, $F = 0,549$, $p = 0,700$, $df = 4$).

Schlupferfolg

Insgesamt konnten von 15 Gelegen brutbiologische Parameter aufgenommen werden. Die Gelege hatten eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von $0,99 \pm 0,0003$, die bezogen auf eine Bebrütungsdauer von 24 Tagen einem Schlupferfolg von 89% der Gelege entspricht. Sowohl hohe Wasserstände im Mai, als auch im Juni 2003 beschädigten die bekannten Nester nicht. Die Prädation war mit 6,7% der Gelege gering (entspricht einem Gelege). Bei einer geringen Variation sowohl der Nistplatzstrukturen (s.o.) als auch des Schlupferfolges waren Zusammenhänge zwischen Prädation bzw. Schlupferfolg und den Nistplatzstrukturen sowie der Terminierung der Brut nicht nachweisbar.

4. Diskussion

Der Schlupferfolg der Rotschenkel war 2003 auf Wangerooge vergleichsweise hoch, die Prädation von Gelegen entsprechend gering. Zusammenhänge zwischen den Nistplatzstrukturen und dem Schlupferfolg bzw. der Prädation waren nicht nachzuweisen, was möglicherweise auch auf den relativ kleinen Stichprobenumfang zurückzuführen ist. Die Nester waren auch an vergleichsweise gering strukturierten Standorten gut versteckt. Es war

Tab. 1: Ergebnisse linearer Regressionsanalysen für den Zusammenhang verschiedener Nistplatzparameter und dem relativen Legebeginn als unabhängige Variable. Angegeben sind der Regressionskoeffizient, der standardisierte Regressionskoeffizient sowie der Signifikanzwert p und das Bestimmtheitsmaß R^2 . – Results of linear regression analyses investigating relations between different nest site parameters and the relative date of clutch initiation as predictor variable. Given are regression coefficient, standardized regression coefficient, significance value p and certainty mark R^2 .

Abhängige Variable – dependent variable	Regressionskoeffizient – regression coefficient	standardisierter Regressionskoeffizient – standardized regression coefficient	p	R^2
Verstecktheit – nest concealment	+ 0,01	+ 0,02	0,947	0,00
Entfernung zur MThw-Linie – distance to shore-line	+ 0,39	+ 0,17	0,556	0,03
Höhe über NN – height above NN	+ 0,19	+ 0,13	0,660	0,02
Vegetationshöhe – vegetation height	– 0,15	– 0,15	0,620	0,02
Vertikale Vegetationsstruktur – vertical vegetation structure	– 0,04	– 0,08	0,787	0,01

keine zeitliche und individuelle Variabilität der Nistplatzstrukturen erkennbar.

Im Gegensatz zu den meisten anderen Küstenvogelarten wie Möwen, Säbelschnäblern und Austernfischern brüten Rotschenkel nicht offen, sondern in gut versteckten Nestern (Glutz von Blotzheim et al. 1977, 1982). Sie verfolgen damit eine grundsätzlich andere Strategie der Vermeidung von Prädation als die genannten Arten. Um ihre Nistplatzansprüche zu erfüllen, sind Rotschenkel auf ein entsprechendes Habitatinventar angewiesen, das zudem bereits relativ früh in der Saison zur Verfügung stehen muss (Thyen & Exo 2003a, 2005). Die Vögel wählten innerhalb der Habitats auf Wangerooge relativ gut strukturierte Nistplätze, im Vergleich zum Petersgroden jedoch relativ schwach strukturierte. Sie brüteten damit auf der Insel dennoch ebenso „gut versteckt“ wie im Jadebusen (Thyen & Exo 2005).

Dennoch brüten Rotschenkel auf Wangerooge offensichtlich wesentlich erfolgreicher als im Jadebusen (Abb. 4). Insgesamt ist der Schlupferfolg auf Wangerooge 2003 mit 89% gegenüber Ergebnissen aus anderen Brutgebieten als hoch einzustufen. Dieser Wert bestätigt die Untersuchungen von von der Driesch & Halwe (1997), die 1995 im Mittelaufengroden auf Wangerooge ebenfalls einen hohen Schlupferfolg ermittelten. Untersuchungen im Binnenland Schleswig-Holsteins in den Jahren 1984 und 1985 ergaben Schlupferfolge von 53 bzw. 42% (Witt 1986), in holländischen Grünlandgebieten wurden zwischen 1974 und 1983 im Mittel 84% (Beintema & Müskens 1987) und im Beltringharder Koog (Schleswig-Holstein) 32 bzw. 40% (1989 bzw. 1995; Bruns et al. 2001) ermittelt. Untersuchungen in Salzwiesen der niedersächsischen Festlandsküste (Jadebusen) zeigten Schlupferfolge von 27% im Nordender Groden für 1994 (Thyen 1997) bzw. zwischen 2 – 11% im Petersgroden in den Jahren 2000 bis 2004 (Thyen et al. 2005a).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen legen nahe, dass die Unterschiede im Schlupferfolg gegenüber dem Petersgroden nicht auf Qualität und Struktur der Salzwiesen als Nisthabitat zurückgehen. Als mögliche Ursache sind andere potentielle Gelegeprädatoren auf der Insel denkbar. Auf Wangerooge kommen neben potentiellen Luftprädatoren wie Rabenkrähen und verschiedenen Möwenarten (Silber- *Larus argentatus*, Lach-, Sturm- *L. canus* und Heringsmöwe *L. fuscus*) auch Kleinsäuger wie Igel und Ratten als Prädatoren in Frage. Der Feinddruck dürfte somit auch auf Wangerooge recht hoch sein, jedoch fehlen Füchse und Marderartige (*Mustela sp.*). Letztere spielen nach Untersuchungen mit Kunsteiern im Petersgroden als Gelegeprädatoren

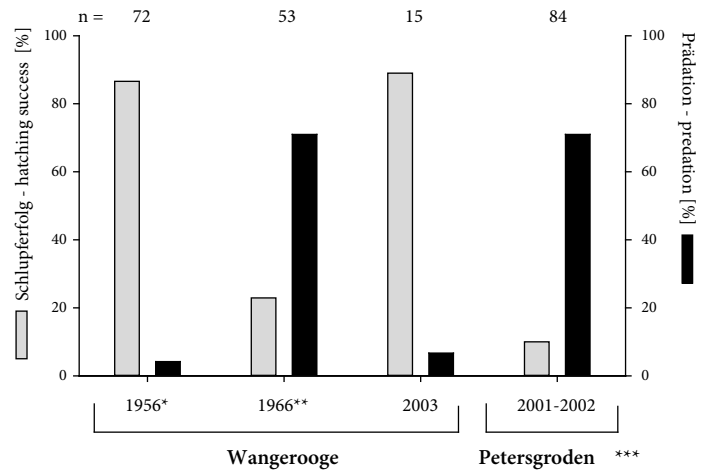


Abb. 4: Schlupferfolg und Prädation von Rotschenkelgelegen auf Wangerooge im Vergleich zum Petersgroden, Jadebusen; Berechnungen für Wangerooge 2003 und Petersgroden nach Mayfield (1961, 1975); *Großkopf (1959); **Stiefel & Scheufler (1984); ***Thyen & Exo (2003a); n = Anzahl der Gelege. – Hatching success and predation of redshank clutches on Wangerooge and at Petersgroden, Jadebusen; calculations for Wangerooge 2003 and Petersgroden according to Mayfield (1961, 1975); n = number of clutches.

eine Rolle (Thyen & Exo 2003a, 2004). Großkopf (1970, 1989) stellte in den 1960er Jahren in einzelnen Jahren Igel und Ratten als Prädatoren von Rotschenkelgelegen auf Wangerooge fest. Weder die Untersuchungen von von der Driesch & Halwe (1997) im Jahr 1995 noch die hier vorgestellten Untersuchungen fanden jedoch einen ähnlichen Einfluss. Ratten werden von der Gemeinde intensiv bekämpft (Melter et al. 1997; Jacob 2003). Erwähnt werden muss in diesem Zusammenhang außerdem, dass Großkopf (1989) während seiner Untersuchungen Dichten von 5 Brutpaaren pro ha feststellte. 2003 dagegen lag die Brutpaardichte im West- und Mittelaufengroden bei 1,2 Brutpaaren pro ha (Büttger 2004). Igel sind in den vergangenen Jahren als Prädatoren von Gelegen der Zwergseeschwalbe *Sterna albifrons* an der Ostspitze Wangeroores beobachtet worden (Hartwig & Heckroth 2004; Heckroth & Hartwig 2004; Jacob et al. 2004). Dass Igel aktuell keinen vergleichbaren Einfluss auf Rotschenkel haben, hängt möglicherweise mit deren vergleichsweise geringen Siedlungsdichte zusammen (Bairlein 1996; Newton 1993). Allerdings sind Igel auf schottischen Inseln und den Shetlandinseln verantwortlich für Brutbestandsrückgänge verschiedener Vogelarten, darunter auch Rotschenkel (Jackson & Green 2000; Jackson 2001; Jackson et al. 2004). Dies wirft die Frage nach der bisher unklaren räumlich-zeitlichen Variation des Einflusses von Igel auf Brutvögel auf einer unter natürlichen Bedingungen von dieser Art nicht besiedelten Insel wie Wangerooge auf und bedarf weiterer Untersuchungen.

Darüber hinaus erscheint ein weiterer Mechanismus denkbar, der für den guten Schlupferfolg der Rotschenkel auf Wangerooge von Bedeutung gewesen sein könnte. So wurden in unmittelbarer Nähe zur Untersuchungsfläche Reste von 21 durch Rabenkrähen geraubten Eiern gefunden. Es handelte sich um 18 Eier von Lachmöwen und je ein Ei von Austernfischer, Rotschenkel und Fasan *Phasianus colchicus* (Büttger 2004). Dieser Befund könnte als Hinweis darauf gewertet werden, dass Luftprädatoren wie Rabenkrähen auch im Untersuchungsgebiet auf Wangerooge aktiv waren, jedoch einen vergleichsweise geringen Anteil der Rotschenkelgelege raubten. Rotschenkel könnten vom Abwehrverhalten der Lachmöwen als sogenannte „umbrella species“ profitiert haben, wie es in der Literatur mehrfach beschrieben ist (Koskimies 1957; Glutz von Blotzheim et al. 1977; Stiefel & Scheufler 1984; Valle & D’Este 1994; Valle & Scarton 1999; Dyrz et al. 1981).

Nach Schätzungen von Thyen & Exo (2003a) sollte der Schlupferfolg von Rotschenkeln etwa 35 - 50% der Gelege betragen, um den theoretisch für die eigenständige Bestandserhaltung minimal notwendigen Bruterfolg von 0,7 - 1,0 Jungvögel pro Brutpaar zu erreichen (den Boer 1995). Im Gegensatz zum Petersgroden sollte die Population Wangerooges im Jahre 2003 demnach mit einem weit über dem für eine stabile Population notwendigen Erfolg gebrütet haben. Gerade diese Vermutung ist durch langfristige Untersuchungen in verschiedenen Brutgebieten einschließlich der Ermittlung des tatsächlichen jährlichen Bruterfolges mittels der Telemetrie von Küken zu verifizieren. Die Umsetzung eines Bruterfolgsmonitorings erscheint auch vor dem Hintergrund der hier vorgestellten Ergebnisse dringend erforderlich (Exo et al 1996; Thyen et al. 1998, 2005b). Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass eine hohe räumliche Variation der Reproduktion von Rotschenkeln im Wattenmeer existiert. Die konstanten Bestände des Rotschenkels innerhalb einzelner Brutgebiete des Wattenmeers dürften auch ein Ergebnis von Migrationsprozessen zwischen diesen Brutgebieten darstellen.

5. Zusammenfassung

Im Gegensatz zu abnehmenden Brutbeständen des Rotschenkels *Tringa totanus* in weiten Teilen Europas, ist dessen Bestand im Wattenmeer langfristig stabil. Aktuelle Untersuchungen in Festlandssalzwiesen des Wattenmeeres (Petersgroden, Jadebusen) zeigen geringe Schlupferfolge aufgrund hoher Prädation. Es stellt sich angesichts dieser Bestandstrends die Frage, wo Rotschenkel im Wattenmeer erfolgreich brüten und welche Einflussgrößen den Schlupf- und Bruterfolg bestimmen. Um diesen Fragen nachzugehen, untersuchten wir im Jahr 2003 Nistplatzwahl, Gelegeprädation und Schlupferfolg von Rotschenkeln auf der Insel Wangerooge. Es wurde angenommen, dass Prädation durch Bodenprädatoren auf Inseln geringer und der Schlupferfolg somit höher ist als in Festlandsgebi-

eten. Im Jahre 2003 war die Prädation auf Wangerooge sehr gering und der Schlupferfolg entsprechend hoch (89%). Im Gegensatz zum Festland konnte kein Einfluss vegetationskundlicher Nistplatzstrukturen auf den Schlupferfolg nachgewiesen werden. Mögliche Ursachen der geringen Prädation werden diskutiert. Die Ergebnisse führen zu der Annahme, dass Inseln wie Wangerooge potentiell als Populationsquellen für Rotschenkel im Wattenmeer wirken könnten. Allerdings sind für eine abschließende Bewertung wesentlich umfangreichere Untersuchungen des Bruterfolges von Rotschenkeln, seiner räumlich-zeitlichen Variation sowie seiner Einflussgrößen notwendig.

6. Literatur

- Bairlein F 1996: Ökologie der Vögel: Physiologische Ökologie – Populationsbiologie – Vogelmenschen – Naturschutz. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Bauer H-G & Berthold P 1997: Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Behm-Berkelmann K & Heckenroth H 1991: Übersicht der Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten 1900 - 1990 an der niedersächsischen Nordseeküste. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 27: 1-97.
- Beintema AJ & Müskens GJDM 1987: Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. J. Appl. Ecol. 24: 743-758.
- den Boer TE 1995: Weidevogels: feiten voor bescherming. Technische Rapporten Vogelbescherming 16. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series 12, Cambridge.
- Braun-Blanquet J 1964: Pflanzensoziologie. Springer, Wien.
- Brindley E, Norris K, Cook T, Babbs S, Forster Brown C, Thompson R, Yaxley R 1998: The abundance and conservation status of redshank *Tringa totanus* nesting on salt-marshes in Great Britain. Biol. Conserv. 86: 289-297.
- Bruns H A, Hötker H, Christiansen J, Hälterlein B, Petersen-Andresen W 2001: Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. Corax 18, Sonderheft 2: 67-80.
- Büttger H 2004: Die Bedeutung von Inseln als Bruthabitat für den Rotschenkel (*Tringa totanus*) am Beispiel der Insel Wangerooge. Diplomarbeit, Universität Oldenburg.
- Burger J & Gochfeld M 1994: Predation and effects of humans in island-nesting seabirds. BirdLife Conservation Series 1: 39-67.
- von Drachenfels O 2003: Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie – Naturschutz. Unpubl. Entwurf.
- von den Driesch M & Halwe P 1997: Über die Auswirkungen von Wegenutzung auf die Brutdichte und den Bruterfolg von Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Diplomarbeit, Universität Bielefeld.
- Dyrz A, Witkowski J, Okulewicz J 1981: Nesting of “timid” waders in the vicinity of “bold” ones as an antipredator adaptation. Ibis 123: 542-545.

- Exo K-M, Becker P H, Hälterlein B, Hötter H, Scheufler H, Stiefel A, Stock M, Südbeck P, Thorup O 1996: Bruterfolgsmonitoring bei Küstenvögeln. *Vogelwelt* 117: 287-293.
- Exo K-M, Hälterlein B, Blew J, Garthe S, Hüppop O, Südbeck P, Scheiffarth G 2003: Küsten- und Seevögel. In: Lozan J L, Racher E, Reise K, Sündermann J, Westernhagen H v (Hrsg.) Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftl. Auswertungen, Hamburg.
- Fleet DM, Frikke J, Südbeck P, Vogel RL 1994: Brutvögel des Wattenmeeres 1991. Sonderheft Nr. 1 der Schriftenreihe Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM, Bezzel E 1977: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM, Bezzel E 1982: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 8. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden
- Green R 1984: Nomograms for estimating the stage of incubation of wader eggs in the field. *Wader Study Group Bull.* 42: 36-39.
- Großkopf G 1958: Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) I. *J. Ornithol.* 99: 1-17.
- Großkopf G 1959: Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) II. *J. Ornithol.* 100: 210-236.
- Großkopf G 1970: Der Einfluß von Alter und Partnerwahl auf das Einsetzen des Brutgeschäftes beim Rotschenkel *Tringa totanus totanus*. *J. Ornithol.* 111: 420-437.
- Großkopf G 1989: Die Vogelwelt von Wangerooge. Heinz Holzberg Verlag, Oldenburg.
- Hälterlein B, Bunje J, Potel P 2003: Zum Einfluss der Salzwiesennutzung an der Nordseeküste auf die Vogelwelt. *Vogelkd. Ber. Nieders.* 35: 179-186.
- Hälterlein B & Steinhardt B 1993: Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1991 – Fünfte Erfassung der Arbeitsgemeinschaft „Seevogelschutz“. *Seevögel* 14: 1-5.
- Hälterlein B & Südbeck P 1996: Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1994 – Achte Erfassung der Arbeitsgemeinschaft „Seevogelschutz“. *Seevögel* 17: 5-11.
- Hälterlein B, Südbeck P, Knief W, Köppen U 2000: Brutstandsentwicklung der Küstenvögel an Nord- und Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der 1990er Jahre. *Vogelwelt* 121: 241-267.
- Hartwig E & Heckroth M 2004: Brutvogelübersicht 2003 aus den Schutzgebieten des Mellumrates. *Natur- und Umweltschutz* 3: 4-5.
- Heckroth M & Hartwig E 2002: Brutvogelübersicht 2001 aus den Schutzgebieten des Mellumrates. *Natur- und Umweltschutz* 2: 62-63.
- Heckroth M & Hartwig E 2004: Brutvogelübersicht 2004 aus den Schutzgebieten des Mellumrates. *Natur- und Umweltschutz* 3: 54-56.
- Hoyt DF 1979: Practical method for estimating volume and fresh weight of bird eggs. *Auk* 96: 73-77.
- Hustings F & Vergeer J-W 2002: Atlas van de nederlandse broedvogels 1998 – 2000. Nederlandse Fauna, deel 5, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden.
- Jackson DB 2001: Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Wester Isles, Scotland. *J. Appl. Ecol.* 38: 802-812.
- Jackson DB & Green RE 2000: The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (Charadrii) on machair in South Uist, Scotland. *Biol. Conserv.* 93: 333-348.
- Jackson DB, Fuller RJ, Campbell ST 2004: Long-term population changes among breeding shorebirds in the Outer Hebrides, Scotland, in relation to introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Biol. Conserv.* 117: 151-166.
- Jacob C 2003: Untersuchungen zur Populationsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf der Nordseeinsel Wangerooge. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Jacob C, Clemens T, Hartwig E 2004: Zur Bestandsentwicklung der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf der ostfriesischen Insel Wangerooge. *Natur- und Umweltschutz* 3: 6-13.
- Jacobs J 1974: Quantitative measurement of food selection, a modification of the forage ratio and Ivlev's eclectivity index. *Oecologia* 14: 413-417.
- Jenness J 2001: Random Point Generator 1.1., <http://arcscripts.esri.com>.
- Johnson DH 1979: Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651-661.
- Koskimies J 1957: Terns and gulls as features of habitat recognition for birds nesting in their colonies. *Ornis Fenn.* 34:1-5.
- Kristan WB 2003: The role of habitat selection behaviour in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. *Oikos* 103: 457-468.
- Mayfield H 1961: Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 73: 255-261.
- Mayfield H 1975: Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- Melter J & Welz A 2003: Bestandssituation der Wiesenvögel im westlichen Niedersachsen. *Feuchtwiesen-INFO* Nr. 4: 6-7.
- Melter J, Südbeck P, Fleet DM, Rasmussen LM, Vogel RL 1997: Changes in Breeding Numbers on Census Areas in the Wadden Sea 1990 until 1994. *Wadden Sea Ecosystem* No. 4: 7-93.
- Mühlenberg M 1989: Freilandökologie. Quelle und Meyer, Heidelberg.
- Newton I 1993: Predation and limitation of bird numbers. *Current Ornithology* 11: 143-198.
- Norris K, Brindley E, Cook T, Babbs S, Brown CF, Yaxley R 1998: Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *J. Appl. Ecol.* 35: 621-634.
- Norris K, Cook T, O'Dowd B, Durdin C 1997: The density of Redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. *J. Appl. Ecol.* 34: 999-1013.
- Oppermann R 1989: Ein Meßinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. *Natur Landsch.* 64: 332-338.
- Pulliam HR 1988: Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132: 652-661.
- Pulliam HR & Danielson BJ 1991: Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *Am. Nat.* 137: S50-S66.
- Rasmussen LM, Fleet DM, Hälterlein B, Koks BJ, Potel P, Südbeck P 2000: Breeding Birds in the Wadden Sea 1996 - Results of a total survey in 1996 and of numbers of colony breeding species between 1991 and 1996. *Wadden Sea Ecosystem* No. 10. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany.

- Sachs L 1997: Angewandte Statistik. Springer, Berlin.
- Stiefel A & Scheufler H 1984: Der Rotschenkel. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Südbeck P & Hälterlein B 1994: Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1992 – Sechste Erfassung der Arbeitsgemeinschaft „Seevogelschutz“. Seevögel 15: 11-15.
- Südbeck P & Hälterlein B 1995: Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1993 – Siebte Erfassung der Arbeitsgemeinschaft „Seevogelschutz“. Seevögel 16: 25-30.
- Thompson PS & Hale WG 1991: Age-related reproductive variation in the Redshank *Tringa totanus*. *Ornis Scand.* 22: 353-359.
- Thyen S 1997: Habitatwahl und Schlupferfolg des Rotschenkels (*Tringa totanus*) in landwirtschaftlich genutzten Salzrasen der niedersächsischen Küste. *Vogelwarte* 39: 117-130.
- Thyen S, Becker PH, Exo K-M, Hälterlein B, Hötter H, Südbeck P 1998: Monitoring breeding success of coastal birds. *Wadden Sea Ecosystem* No. 8: 7-55. CWSS, Wilhelmshaven.
- Thyen S, Büttger H, Exo K-M 2005a: Nistplatzwahl von Rotschenkeln *Tringa totanus* im Wattenmeer: Konsequenzen für Reproduktion, Prädation und Salzrasen-Management. *Vogelwelt* 126: 365-369.
- Thyen S & Exo K-M 2003a: Wadden sea saltmarshes: Ecological trap or hideway for breeding Redshanks *Tringa totanus*? *Wader Study Group Bull.* 100: 43-46.
- Thyen S & Exo K-M 2003b: Sukzession der Salzrasen an der niedersächsischen Küste: Chance oder Risiko für Brutvögel der Außengroden? *Vogelkd. Ber. Nieders.* 35: 173-178.
- Thyen S & Exo K-M 2005: Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks *Tringa totanus* breeding in Wadden Sea saltmarshes. *J. Ornithol.* 146: 215-225.
- Thyen S, Exo K-M, Marencic H, Oberdiek N, Smart J, Stock M 2005b: Coastal salt marshes throughout the world - Significances and mechanisms in life histories of waders. *Wadden Sea Newsletter* 31: 31-33.
- Tucker GM & Heath MF 1994: Birds in Europe – Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge.
- Valle R & D'Este A 1994: Notes on the breeding biology of the Redshank *Tringa totanus* in the Venetian Lagoon. *Wader Study Group Bull.* 72: 28-29.
- Valle R & Scarton F 1999: The presence of conspicuous associates protects nesting Redshank *Tringa totanus* from aerial predators. *Ornis Fenn.* 76: 45-148.
- Witt H 1986: Reproduktionserfolge von Rotschenkeln (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) in intensiv genutzten Grünlandgebieten – Beispiele für eine „irrtümliche“ Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. *Corax* 11: 262-300.