

Einfluss von Windenergieanlagen auf den Ortolan *Emberiza hortulana* in Relation zu weiteren Habitatparametern

Hanjo Steinborn und Marc Reichenbach

Steinborn, H. & M. Reichenbach 2012: Influence of wind turbines on Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in relation to other habitat parameters. *Vogelwelt* 133: 59–75.

In 2004, we accomplished a study concerning the influence of wind turbines on the Ortolan Bunting in five wind farms with adjacent reference areas in Lower Saxony, Saxony-Anhalt and Brandenburg (Germany). During eight surveys between May and June every Ortolan Bunting observed was monitored for at least one hour to get notice of territory size, nest location and mating status. Beside these breeding parameters not only the distance to the next wind turbine was taken into account, but also habitat parameters such as agricultural land use, tree species of the next song perch and distance to the next hedge. With various statistical methods (correlations, Wilcoxon-Tests and multiple logistic regressions) we did not find any significant avoidance effects of males or breeding pairs. Nevertheless, the number of pairs in relation to unpaired males increased with increasing distance to the next wind turbine. This was not due to a lower portion of females (according to the reference areas) but due to a surplus of unpaired males in the proximity of wind turbines. The analysis of habitat parameters shows that the distance to the next tree, the tree species (oak) and the land use have significantly more influence on the spatial distribution than the distance to the next wind turbine.

Key words: Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*, wind turbines, habitat parameters, breeding density, degree of mating.

1. Einleitung

Der Ortolan *Emberiza hortulana* (Abb. 1) zeigt im Westen Deutschlands einen seit den 1960er Jahren stark beschleunigten, teilweise drastischen Bestandsrückgang (BAUER & BERTHOLD 1996; BERNARDY 2009). Die Art wird daher in der Roten Liste der gefährdeten Brutvogelarten Deutschlands als gefährdet eingestuft und hat eine Bestandsgröße von ca. 10.000–14.000 Brutpaaren (BP) (SÜDBECK *et al.* 2007). In Niedersachsen, am westlichen Rand ihres Verbreitungsgebietes, gilt die Art mit einem Bestand von ca. 1.400 BP als vom Erlöschen bedroht (KRÜGER & OLTMANN 2007). In den östlichen Bundesländern brüten ca. 40 % des Gesamtbestands in SW-Mecklenburg und NW-Brandenburg (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

Mit dem fortschreitenden Ausbau der Windenergie im Binnenland kam es in den vergangenen Jahren im östlichen Niedersachsen vermehrt zu Planungen von Windenergiestandorten innerhalb von Lebensräumen des Ortolans. Wenngleich z. B. in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt bereits seit längerem Windenergieanlagen (WEA) auch in Ortolan-Lebensräumen errichtet wurden, gab es bislang keine wissenschaftlichen Untersuchungen zu Auswirkungen von WEA auf Ortolane, die über Einzelbeobachtungen hinausgehen. Daher war der Anlass zu der vorliegenden Studie, mithilfe von umfangreichen Auswertungsmethoden einen Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes

zur spezifischen Empfindlichkeit des Ortolans gegenüber WEA zu liefern. Im Mittelpunkt standen dabei mögliche Störungs- und Vertreibungswirkungen, die sich ggf. in Veränderungen von Verhalten, Raumnutzung und Be-



Abb. 1: Ortolan – *Ortolan Bunting*.

Foto: I. V. Verde.

standsgröße erkennen lassen. Zusätzlich wurden weitere Einflussfaktoren, z. B. landwirtschaftliche Nutzung und Lebensraumstrukturen einbezogen, um mögliche Auswirkungen der WEA von anderen Einflüssen unterscheiden zu können.

2. Material und Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Studie konzentrierte sich auf die Hauptverbreitungsgebiete des Ortolans im östlichen Niedersachsen und die daran anschließenden Vorkommen in Sachsen-Anhalt und Brandenburg (Abb. 2). Hierzu wurden im Zeitraum Mai/Juni 2004 Untersuchungen an fünf innerhalb von Ortolan-Lebensräumen errichteten Windparks durchgeführt.

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete richtete sich nach folgenden Kriterien:

- Wichtige Lebensraumstrukturen, insbesondere Gehölzreihen mit alten Eichen *Quercus spec.* angrenzend an Ackerflächen (Abb. 3), müssen in möglichst großer Nähe zu den WEA vorhanden sein und somit die einzelnen Untersuchungsgebiete als für den Ortolan geeignet erscheinen.
- Der Brutbestand im Untersuchungsgebiet muss ausreichend groß für eine statistische Analyse sein (mindestens zehn Reviere pro Standort, inklusive Referenzfläche).

Nach einer Vorauswahl auf der Basis von Datenabfragen zu bekannten Brutvorkommen bei mehreren Landkreisen und Landesämtern wurde am 28. April 2004 eine Besichtigung von 15 potenziellen Untersuchungsgebieten vorgenommen. Zu diesem Zeitpunkt waren mit Ausnahme des Landkreises Lüneburg noch keine Ortolane in den Brutrevieren angekommen, sodass die Beurteilung einer möglichen Eignung nur anhand der Habitatstrukturen erfolgte. Insgesamt verblieben sechs Standorte, welche die oben genannten Kriterien erfüllten. Anfang Mai wurde in diesen sechs Gebieten eine

erste Begehung durchgeführt, wonach ein weiterer Standort wegen des zu geringen Brutbestandes ausschied.

Im Weiteren wurden folgende fünf Gebiete untersucht (vgl. Abb. 2):

- Windpark Hanstedt II (Landkreis Uelzen, Niedersachsen),
- Windpark Zicherie (Landkreis Gifhorn, Niedersachsen),
- Windpark Neuferchau (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt),
- Windpark Jeggeleben (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt),
- Windpark Premslin & Bentwisch (Landkreis Prignitz, Brandenburg).

Die beiden niedersächsischen Untersuchungsgebiete befinden sich unmittelbar am westlichen Rand des zusammenhängenden Verbreitungsgebiets der Art (vgl. GRÜTZMANN *et al.* 2002; BERNARDY 2009).

Neben der eigentlichen Windparkfläche wurde für jedes Gebiet zusätzlich eine Referenzfläche gewählt, in der der Einfluss verschiedener Habitatparameter ohne WEA untersucht werden sollte. Diese Referenzflächen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Die Habitatstruktur sollte der Windparkfläche möglichst ähneln (z. B. landwirtschaftliche Nutzung, Gehölzanteil, Baumarten).
- Die Flächengröße sollte ebenfalls der Windparkfläche entsprechen.
- Es musste ein ausreichend großer Ortolan-Brutbestand vorhanden sein (mindestens zehn Reviere je Standort, inklusive Windpark).
- Die Fläche musste frei von WEA sein, sollte allerdings in möglichst großer Nähe der Windparkfläche liegen (in der Regel handelte es sich um die Flächen ab 500 m bis max. 1000 m um die untersuchten Windparks; lediglich das Referenzgebiet des Windparks Premslin lag in 6 km Entfernung).

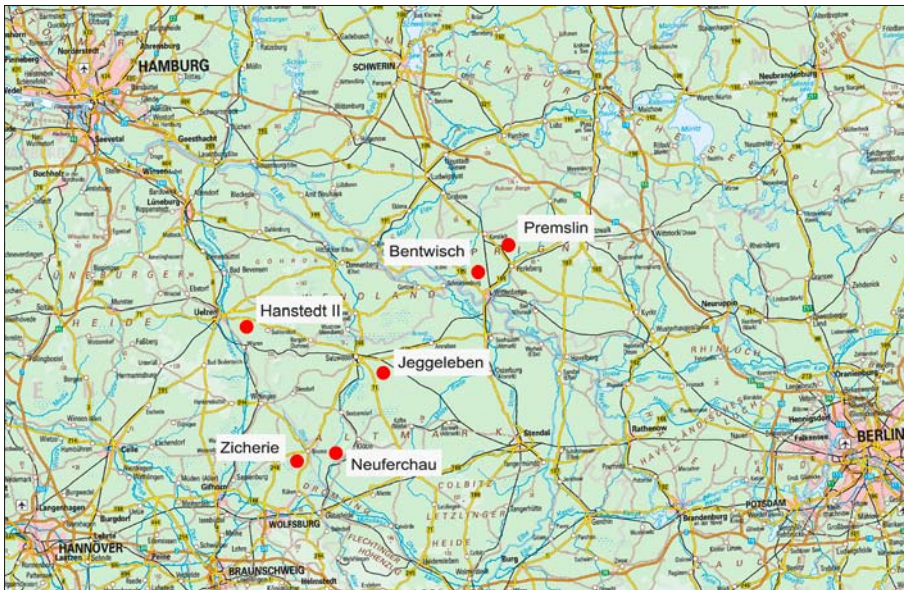


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete (Quelle der Kartengrundlage: TK 200 Deutschland, Bundesamt für Kartografie und Geodäsie). – *Locations of the study areas in northern Germany.*

Die untersuchten Windparks wiesen ein unterschiedliches Alter auf und umfassten WEA mit einer Gesamthöhe von 72 m bis zu 138 m. Alle Untersuchungsgebiete wurden fast ausschließlich ackerbaulich genutzt und waren mehr oder weniger stark durch lineare Gehölze gegliedert. Technische Daten der Standorte sind Tab. 1 zu entnehmen.

2.2 Datenerhebung

2.2.1 Ortolanreviere

Die Erfassung der Ortolanbestände in den fünf Untersuchungsgebieten (Windpark- und Referenzflächen) erfolgte mit der Methode der Revierkartierung (SÜDBECK *et al.* 2005) mit acht Begehungen zwischen Anfang Mai und Ende Juni jeweils im Abstand von ca. 5–10 Tagen. Hierzu wurde die Untersuchungsgebiete während der Erfassung auf sämtlichen Wegen im Schritttempo mit dem Auto befahren. Alle 100–200 m wurde ein Beobachtungsstopp eingelegt, um singende Männchen zu verhören und die umliegenden Flächen mit Fernglas und Spektiv nach Vögeln abzusuchen. Gehölzstrukturen ohne begleitende Wege wurden vollständig zu Fuß abgegangen.

Jedes singende Männchen wurde in einer Karte 1:5.000 eingetragen. Neben der Erfassung dieser Singwarten wurden auch alle weiteren Sichtungen von Ortolanen mit Vermerken zum jeweiligen Verhalten notiert. Jedes Ortolanmännchen wurde pro Begehung durchschnittlich ca. 0,5–1 h beobachtet, um Informationen über Verpaarung, Revierausdehnung und Nahrungsflächen zu erhalten. Diese Beobachtungen wurden während der Nestbau- und Fütterungsphase intensiviert, um die Anwesenheit von Weibchen und die Lage der Neststandorte festzustellen. Die Dauer der Beobachtungszeiten pro Revier wurde nicht standardisiert, sondern richtete sich nach den Bedingungen im Gelände und dem jeweiligen Informationsstand (z. B. Neststandort schon oder noch nicht bekannt). Die Lage der Neststandorte wurde anhand der Beobachtungen Nistmaterial bzw. Futter tragender Vögel bestimmt, nicht jedoch gezielte Suche in den Ackerflächen, um Störungen zu vermeiden. Da die Elternvögel bei der Fütterung oft nicht unmittelbar am Nest landen, sondern einige Meter daneben, um dann das Nest in Deckung zu Fuß aufzusuchen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997), besteht für die Neststandorte eine gewisse Lageungenauigkeit, deren Größenordnung jedoch für die Fragestellung keine Rolle spielt. Aus den Einzelbeobachtungen im



Abb. 3: Landschaft mit wichtigen Habitatelementen (z. B. alte Eichen *Quercus spec.* und Ackerflächen) für den Ortolan. – *Landscape with habitat elements important for Ortolan Buntings (e. g. old oak trees Quercus sp. and arable land).*
Foto: T. Kohler.

Gelände wurden im GIS Revierflächen ermittelt, indem die äußersten Ortolan-Beobachtungen eines Revieres miteinander verbunden wurden. Diese Art der Ermittlung bietet daher nur eine Annäherung an die tatsächliche Revierfläche.

2.2.2 Habitatparameter

Neben der Ermittlung der Ortolan-Revier wurden auch Parameter der landwirtschaftlichen Nutzung und der relevanten Lebensraumstrukturen aufgenommen:

- landwirtschaftliche Flächennutzung (mit Feldfrucht),
- Befestigung der Wege (Teer, Schotter, Sand o. Ä.),
- Angebot an gehölzgebundenen potenziellen Singwarten; hierbei wurde unterschieden in Feldhecken (mit Breite), Waldränder, Einzelbäume (mit Baumart), Alleen und Baumgruppen. Bei den Feldhecken wurde wiederum differenziert in Baum-/Strauchhecken über 5 m Höhe sowie Strauchhecken unter 5 m Höhe.

Für die beiden Heckentypen, die Waldränder sowie die Alleen und Baumgruppen wurde nach den vom Ortolan präferierten Hauptbaumarten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997) jeweils charakterisiert:

Tab. 1: Technische Daten der untersuchten Windparks. – *Technical data of the wind farms surveyed.*

Name – name	Inbetriebnahme – start of operation	Anzahl Anlagen – no. of turbines	Leistung pro Anlage – power per turbine	Nabenhöhe – hub height	Rotordurchmesser – rotor diameter	Größe Windparkfläche – wind farm area	Größe Referenzfläche – reference area
Hanstedt II	Winter 2002/2003	13	1,5 MW	100 m	77 m	330 ha	483 ha
Zicherie	Dezember 2003	3	1,5 MW	65 m	66 m	205 ha	571 ha
	?	1	0,5 MW	50 m	44 m		
Neuferchau	November 2001	8	1,0 MW	70 m	60 m	290 ha	701 ha
Jeggeleben	Winter 2003/2004	18	1,5 MW	94 m	82 m	532 ha	541 ha
Premislin	Winter 2003/2004	12	1,5 MW	85 m	77 m	309 ha	380 ha

- Struktur mit viel Eiche (Eichenreihe, in der maximal einige (bis ca. 20 %) andere Laubbäume stehen),
- Struktur mit wenig Eiche (Laubbaumreihe, in der eingestreute Eichen stehen),
- Struktur ohne Eiche, aber mit Birke *Betula spec.*,
- Struktur ohne Eiche und Birke.

2.3 Auswertung

2.3.1 Entfernung zu den Windenergieanlagen

Für die entfernungsbezogene Auswertung wurden Papierreviere, Hauptsingwarten, Neststandorte, Strukturparameter und WEA im ArcView GIS 3.2a in georeferenzierte Kartengrundlagen digitalisiert. Um die WEA wurden im GIS fünf Entfernungszonen mit einem Abstand von je 100 m gezogen und mit den Daten zum Ortolan sowie zu den Strukturparametern verschnitten.

Als Revierzentrum wurde bei unverpaarten Männchen die Hauptsingwarte, bei Paaren der Neststandort definiert. In sieben Fällen konnte bei verpaarten Männchen kein Neststandort ermittelt werden. In diesen Fällen wurde analog zu den unverpaarten Männchen die Hauptsingwarte als Revierzentrum angesehen. Um einen entfernungsabhängigen Einfluss der WEA festzustellen, wurden für jede Entfernungzone (s. o.) bspw. die Anzahl der Revierzentren ermittelt und mit einem Erwartungswert für die jeweilige Entfernungzone verglichen. Der Erwartungswert wird in diesem Beispiel aus der Revierzentrendichte des Referenzgebietes und der Flächengröße der Entfernungzone berechnet. So ergibt sich für jede Entfernungzone ein Vergleich zwischen dem realen Wert und dem aus der Dichte des Referenzgebietes berechneten Erwartungswert.

Mit dieser Methode können Anzahlen (Revierzentren, Nester) aber auch Längen (von Gehölzstrukturen) oder Flächen (von Revieren) verglichen werden. Lediglich der Erwartungswert für den Verpaarungsgrad ist als Prozentangabe für alle Entfernungszonen unabhängig von der Flächengröße gleich.

Eine Störungs- und Vertreibungswirkung der WEA auf den Ortolan müsste sich in einer deutlichen Unterschreitung der Erwartungswerte in den anlagennahen Entfernungszonen bemerkbar machen.

Die statistischen Tests wurden mit SPSS (Vers. 10.0) und XLSTAT (Version 2012.5.02) durchgeführt.

2.3.2 Analyse der Einflussfaktoren

Ziel dieser Analyse ist es, Abhängigkeiten der Ortolan-Vorkommen von den Habitatparametern zu ermitteln. Zu diesem Zweck wurden Habitatmodelle erstellt, die die Wahrscheinlichkeit für ein Ortolan-Vorkommen bei einer bestimmten Konstellation von einzelnen oder mehreren Habitatparametern berechnen. Man spricht von Habitatmodellen, weil eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit mit einer für die Art günstigen Konstellation der Habitatparameter einhergeht und damit Aussagen zur Habitatqualität getroffen werden können.

Die Abhängigkeit des Ortolan-Vorkommens von einer oder mehreren unabhängigen Variablen wurde mithilfe einer Regressionsanalyse erklärt (HOSMER & LEMESHOW 2000). Als unabhängige Variable wurden die in Tab. 2 dargestellten Parameter erfasst.

Da viele der erfassten Habitatparameter in dieser Untersuchung als kategoriale Variable vorliegen, wurde die logistische Regression als Methode gewählt (KLEYER *et al.* 1999/2000). In diese Art der Auswertung gingen als erklären-

de Variable nicht nur die Habitatparameter an den Stellen der Ortolan-Vorkommen ein, sondern auch an Stellen, wo keine Ortolane gesichtet wurden (Nichtvorkommen). Gegenüber rein auf Vorkommen basierenden Regressionsmethoden bietet die logistische Regression bessere Ergebnisse (BROTONS *et al.* 2004; ENGLER *et al.* 2004).

Die Verteilung der Nichtvorkommen fand stratifiziert zufällig statt (GUISAN & ZIMMERMANN 2000; ZANIEWSKI *et al.* 2002). Dabei wurde ein Abstand von mindestens 200 m zu den bekannten Vorkommen eingehalten. Das Verhältnis von Vorkommen zu Nichtvorkommen liegt bei 1:2. Stratifiziert wurde nach offener Fläche und Gehölzstrukturen im Verhältnis 1:2, d. h. doppelt so viele Nichtvorkommen wurden entlang von Gehölzreihen verteilt wie auf den offenen landwirtschaftlichen Flächen. Die Verteilung fand zufällig mit dem ArcView Script „RandomPoints“ statt. Die so entwickelten Punkte der Nichtvorkommen wurden anschließend entsprechend der Vorkommen mit den Karten der Habitatparameter verschnitten.

„Ausreißer“ im Datensatz, d. h. ein bis drei Vorkommen bzw. Nichtvorkommen in einem extremen Bereich eines Habitatparameters oder in einer einzelnen Kategorie, führen zu Scheinzusammenhängen und/oder hohen Signifikanzniveaus. Daher müssen die Datensätze von solchen Ausreißern befreit werden (HOSMER & LEMESHOW 2000).

Mithilfe der Regressionsgleichung kann für jede Kategorie einer Variablen bzw. für jeden Wert einer metrischen Variablen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit berechnet werden. Zusätzlich gibt der Regressionskoeffizienten (β_k) an, wie stark und in welche Richtung der Habitatparameter das Vorkommen beeinflusst. Positive Werte bedeuten entsprechend einen positiven Zusammenhang, d. h. je größer die unabhängige (metrische) Variable ist, desto größer wird die Wahrscheinlichkeit für ein Vorkommen.

Die Berechnung, ob das erstellte Modell signifikant ist, also besser zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen trennt als der Zufall, wird in SPSS mit dem Likelihood-Ratio-Test durchgeführt. Eine hohe Signifikanz sagt noch nichts über die Modellgüte aus, also darüber, wie gut das Modell die abhängige Variable beschreibt (HOSMER & LEMESHOW 2000). Aus diesem Grund wird zusätzlich das Bestimmtheitsmaß R^2 nach NAGELKERKE (R^2_N) angegeben. R^2_N liegt zwischen 0 und 1 und ist ein Maß dafür, wie viel Varianz der abhängigen Variablen durch die unabhängigen Variablen erklärt wird (BACKHAUS *et al.* 2000).

Die Regressionsanalyse wurde für Neststandorte und Hauptsingwarten (verpaarter und unverpaarter Männchen) jeweils für Windpark- und Referenzfläche durchgeführt. Daraus ergeben sich sechs Datensätze:

1. Vorkommen der Nester innerhalb der Windparkflächen (bis 500 m um die WEA),
2. Vorkommen der Nester in den Referenzflächen,
3. Vorkommen der Hauptsingwarten der verpaarten Männchen innerhalb der Windparkflächen (bis 500 m um die WEA),
4. Vorkommen der Hauptsingwarten der verpaarten Männchen in den Referenzflächen,
5. Vorkommen der Hauptsingwarten der unverpaarten Männchen innerhalb der Windparkflächen (bis 500 m um die WEA),
6. Vorkommen der Hauptsingwarten der unverpaarten Männchen in den Referenzflächen.

Tab. 2: Die an allen Standorten von Windenergieanlagen (WEA) erfassten Habitatparameter des Ortolans. – *Habitat parameters of Ortolan Buntings determined at all locations of wind turbines.*

Habitatparameter – <i>habitat parameter</i>	Skalenniveau – <i>scale</i>	Einheit/Kategorie – <i>unit/category</i>
Baumart der Singwarte – <i>tree species of song perch</i>	kategorial – <i>categorical</i>	Eiche – <i>oak</i> Birke – <i>birch</i> sonstige – <i>other</i>
Ausprägung der Gehölzstruktur – <i>structure of bushes/trees</i>	kategorial – <i>categorical</i>	Einzelbaum – <i>single tree</i> Feldgehölz – <i>small wood</i> einseitige Feldhecke – <i>single-edge hedge</i> beidseitige Feldhecke – <i>double-edge hedge</i> Waldrand – <i>edge of forest</i>
Baumzusammensetzung der Gehölzstruktur – <i>species composition of bushes/trees</i>	kategorial – <i>categorical</i>	viel Eiche – <i>much oak</i> wenig Eiche – <i>few oak</i> keine Eiche, aber Birke – <i>no oak, but birch</i> weder Eiche noch Birke – <i>neither oak nor birch</i> keine Hecke – <i>no hedge</i>
Höhe der Gehölzstruktur – <i>height of bushes/trees</i>	kategorial – <i>categorical</i>	< 5 m > 5 m
Breite der Gehölzstruktur – <i>width of bushes/trees</i>	metrisch – <i>metric</i>	Meter – <i>metres</i>
Länge der Gehölzstruktur – <i>length of bushes/trees</i>	metrisch – <i>metric</i>	Meter – <i>metres</i>
Wegoberfläche – <i>road surface</i>	kategorial – <i>categorical</i>	Gras – <i>grass</i> Teer – <i>tar</i> Sand/Schotter – <i>sand/gravel</i> kein Weg – <i>no road</i>
Entfernung zur Gehölzstruktur – <i>distance to bushes/trees</i>	metrisch – <i>metric</i>	Meter – <i>metres</i>
Exposition – <i>exposure</i>	kategorial – <i>categorical</i>	Nord – <i>north</i> Ost – <i>east</i> Süd – <i>south</i> West – <i>west</i> keine Exposition – <i>no exposure</i>
Entfernung zur nächsten Hauptsingwarte – <i>distance to next main song perch</i>	metrisch – <i>metric</i>	Meter – <i>metres</i>
Nutzung – <i>land use</i>	kategorial – <i>categorical</i>	Brache – <i>fallow</i> Erbsen – <i>pea</i> Grünland – <i>grassland</i> Kartoffeln – <i>potato</i> Mais – <i>maize</i> Raps – <i>rape</i> Rüben – <i>beet</i> Sommergerste – <i>spring barley</i> Tritikale – <i>triticale</i> Wald – <i>forest</i> Wintergerste – <i>winter barley</i> Winterweizen – <i>winter wheat</i> Winterroggen – <i>winter rye</i>
Entfernung zur nächsten WEA – <i>distance to next wind turbine</i>	metrisch – <i>metric</i>	Meter – <i>metres</i>

Tab. 3: Bestandsgrößen und -dichten des Ortolans sowie Vorkommen linearer Gehölze in Windpark- (WP) und Referenzflächen (Ref.). – Population sizes and densities of Ortolan Bunting as well as occurrence of linear woods in wind farm (WP) and reference areas (Ref.).

Standort – site	Hanstedt II		Zicherie		Neuferchau		Jeggeleben		Premslin & Bentwisch	
	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.
Fläche – area [km ²]	3,299	4,834	2,052	5,711	2,898	7,014	5,322	5,411	3,104	3,798
Lineare-Gehölz-Länge – length of linear wood [km]	8,826	22,634	7,389	15,562	7,545	20,708	10,87	12,866	7,682	7,791
Anzahl Reviere – no. of territories	8	13	4	7	12	15	9	8	25	19
Anzahl Paare – no. of pairs	5	6	2	5	7	9	5	5	13	11
Anzahl unverpaarter Männchen – no. of unmated males	3	7	2	2	5	6	4	5	12	8

Die Habitatparameter „Baumart der Hauptsingwarte“ und „Entfernung zur nächsten Hauptsingwarte“ gehen dabei nur in der Regressionsanalyse zu 3. bis 6. ein, die „Entfernung zur Gehölzstruktur“ und „Exposition“ dagegen nur bei der Analyse zu 1. und 2. Um eine möglichst große Stichprobe zu erhalten, wurden alle Windparkflächen und alle Referenzflächen zusammengefasst.

3. Ergebnisse

3.1 Vergleich von Abundanz und Verpaarungsgrad zwischen Windpark- und Referenzflächen

Insgesamt konnten in den Untersuchungsgebieten 120 Ortolan-Revier (= n) gefunden werden, von denen 58 in den Windparkflächen lagen (Tab. 3). Die größten Bestände wies der Brandenburger Standort Premslin

auf, gefolgt von Neuferchau und Hanstedt II (Tab. 3).

Der Verpaarungsgrad bewegt sich zwischen 0,46 (Referenzfläche Hanstedt II) und 0,71 (Referenzfläche Zicherie, Tab. 4). In vier Fällen ist der Verpaarungsgrad in den Referenzflächen höher als in der jeweiligen Windparkfläche, ein signifikanter Unterschied besteht jedoch nicht (WILCOXON-Vorzeichen-Rang-Test für verbundene Stichproben, $p = 0,418$). In Hanstedt II ist der Verpaarungsgrad in der Windparkfläche deutlich höher als in der Referenzfläche. Der große Unterschied am Standort Zicherie (Windparkfläche 0,5, Referenzfläche 0,71) beruht auf der geringen Stichprobengröße (nur vier Reviere in der Windparkfläche).

An vier Standorten ist die Abundanz in den Windparkflächen höher als in den Referenzflächen. Nur in

Tab. 4: Abundanz und Verpaarungsgrad des Ortolans in allen Untersuchungsgebieten (WP = Windparkfläche, Ref. = Referenzfläche; fett gedruckt ist der jeweils höhere Wert). – Abundance and degree of pairing of Ortolan Buntings in all study areas (WP = wind farm area, Ref. = reference area; the higher value is printed in bold).

	Hanstedt II		Zicherie		Neuferchau		Jeggeleben		Premslin & Bentwisch	
	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.	WP	Ref.
Reviere/km ² – territories/km ²	2,42	2,69	1,95	1,23	4,14	2,14	1,69	1,48	8,05	5,00
Brutpaare/km ² – breeding pairs/km ²	1,52	1,24	0,97	0,88	2,42	1,28	0,94	0,92	4,19	2,90
Reviere/km lineare Gehölze – territories/km linear woods	0,91	0,57	0,54	0,45	1,59	0,72	0,83	0,62	3,25	2,44
Brutpaare/km lineare Gehölze – breeding pairs/km linear woods	0,57	0,27	0,27	0,32	0,93	0,43	0,46	0,39	1,69	1,41
Verpaarungsgrad – degree of pairing	0,63	0,46	0,50	0,71	0,58	0,60	0,56	0,63	0,52	0,58

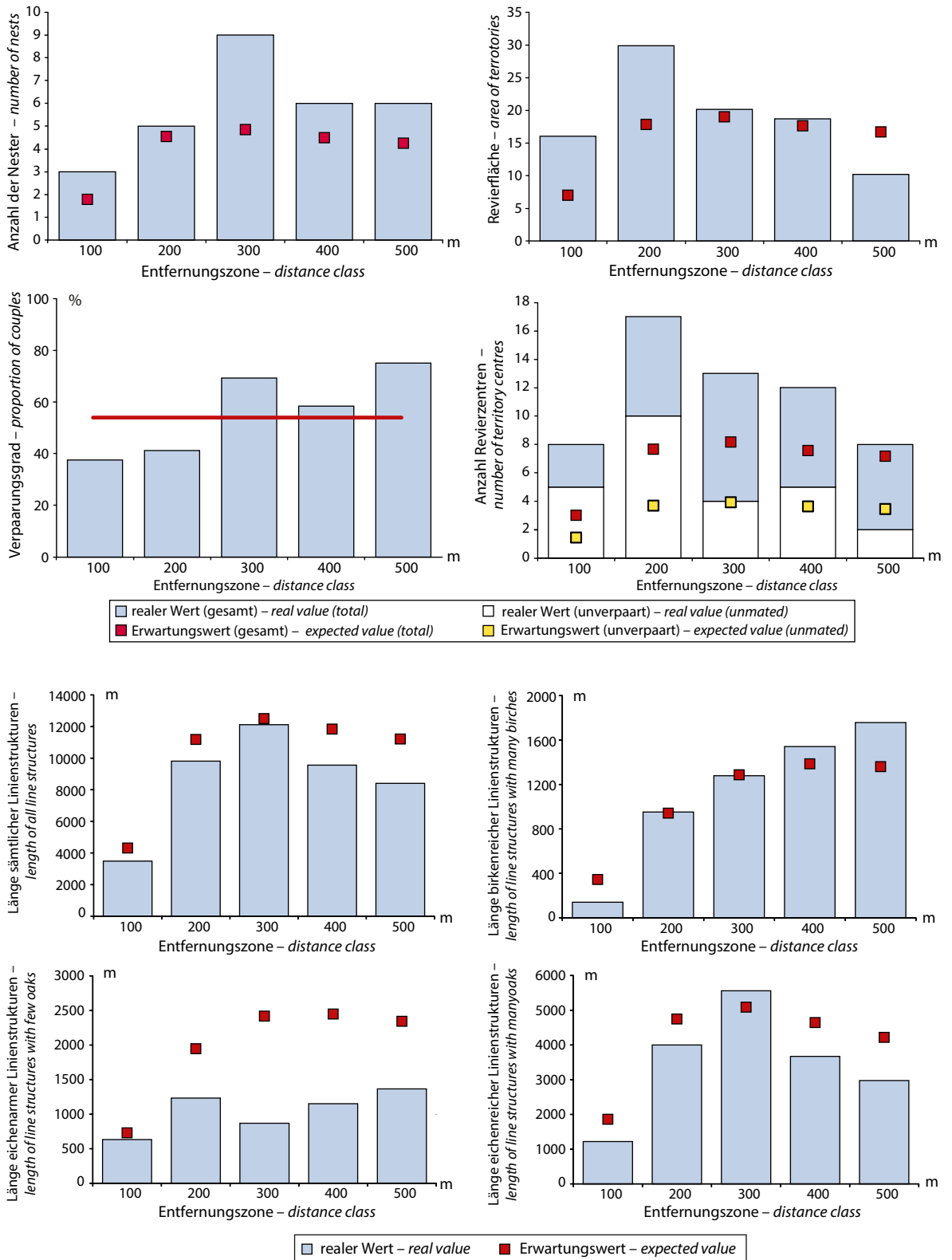


Abb. 4: Verteilung von Bestandsparametern des Ortolans und Strukturparametern auf die Entfernung zu den Windenergieanlagen für alle Windparkflächen zusammen (Erwartungswert aus den Referenzgebieten). – Distance to wind turbines of parameters describing Ortolan breeding and landscape structure for all wind farms combined (expected values from all reference areas combined).

Hanstedt II ist die Abundanz und Dichte der unverpaarten Männchen in der Referenzfläche höher als in der Windparkfläche. Dies beruht darauf, dass der nördliche Teil der Windparkfläche wie auch im Jahr der Voruntersuchung nicht mehr von Ortolanen besiedelt ist, da hier eine Verbreitungsgrenze verläuft (BLOCK, NABU Uelzen, pers. Mitt.). Die Unterschiede in den Abundanz pro Fläche sind jedoch nicht signifikant (WILCOXON-Vorzeichen-Rang-Test für verbundene Stichproben, $p > 0,05$).

Insgesamt ergibt diese Auswertung keine Hinweise darauf, dass die WEA in den untersuchten Gebieten einen negativen Einfluss auf Abundanz und Verpaarungsgrad des Ortolans haben.

3.2 Einfluss der Entfernung zu den Windenergieanlagen auf verschiedene Bestandsparameter

Nachfolgend werden für die fünf Windparkflächen die Ortolan-Vorkommen und die gehölzbezogenen Habitatparameter in ihrer räumlichen Verteilung hinsichtlich der Entfernung zur nächsten WEA betrachtet.

Bei der Zusammenfassung aller Standorte werden bei der Revierfläche, der Anzahl der Nester und der Anzahl der Revierzentren die Erwartungswerte in allen Entfernungszonen erreicht oder übertroffen (Abb. 4). Reale Werte und Erwartungswerte unterscheiden sich nicht

voneinander (WILCOXON-Vorzeichen-Rang-Test für verbundene Stichproben, $p > 0,05$). Bei den verschiedenen Gehölzstrukturen bleiben die festgestellten Werte in den meisten Fällen jedoch unter den Erwartungswerten aus den Referenzflächen. Die Ortolan-Bestände in den Windparkflächen sind somit höher als diejenige in den Referenzflächen, obwohl die Referenzflächen eine bessere Ausstattung mit Gehölzstrukturen aufweisen. Ein Einfluss der WEA lässt sich somit bei dieser Betrachtung nicht erkennen.

Auffällig ist allerdings, dass der Verpaarungsgrad bis zu einer Entfernung von ca. 200 m von den WEA deutlich unterhalb des Wertes aus den Referenzflächen bleibt. Der hohe Anteil unverpaarter Männchen in WEA-Nähe, der dementsprechend zu einem niedrigen Verpaarungsgrad führte, wird durch einen Vergleich der 100-m-Zone mit der 500-m-Zone verdeutlicht. In beiden Zonen wurden acht Reviere kartiert. Die Zahl der Reviere mit unverpaarten Männchen beträgt in der 500-m-Zone nur zwei, in der 100-m-Zone hingegen fünf (Abb. 4), dieser Unterschied ist allerdings nicht signifikant (Chi-Quadrat-Test, $p = 0,131$). Um zu überprüfen, ob ein Zusammenhang zwischen der Entfernung zur nächsten WEA und der Höhe des Verpaarungsgrads besteht, wurde ein KOLMOGOROV-SMIRNOV-Anpassungstest auf Gleichverteilung durch-

Tab. 5: Ergebnisse der SPEARMAN-Rangkorrelation für alle Windparks zusammen (signifikante Korrelationen sind fett gedruckt). – Results of Spearman rank correlation for all wind farms combined (significant correlations are printed in bold).

		Entfernungszone – distance zone	Eichenreiche Struktur – structure with many oaks	Eichenarme Struktur – structure with few oaks	Birkenreiche Struktur – structure with many birches	Gehölzstruktur (gesamt) – wood structure (total)
Neststandort – nest site	R_s	0,199	0,557	0,224	-0,183	0,379
	p	0,340	0,004	0,281	0,382	0,061
	n	25	25	25	25	25
Revierzentrum – center of territory	R_s	0,050	0,628	0,260	-0,103	0,456
	p	0,813	0,001	0,210	0,625	0,022
	n	25	25	25	25	25
Revierzentrum (nur Paare) – center of territory (pairs only)	R_s	0,169	0,730	0,128	-0,090	0,453
	p	0,440	0,000	0,559	0,685	0,030
	n	23	23	23	23	23
Revierzentrum (nur unverpaarte) – center of territory (unpaired only)	R_s	-0,273	0,552	0,208	0,015	0,335
	p	0,219	0,008	0,353	0,948	0,127
	n	22	22	22	22	22
Revierfläche – territory size	R_s	0,029	0,600	0,191	-0,044	0,245
	p	0,889	0,002	0,362	0,836	0,239
	n	25	25	25	25	25
Verpaarungsgrad – degree of pairing	R_s	0,329	0,322	-0,019	-0,060	0,204
	p	0,108	0,117	0,926	0,774	0,329
	n	25	25	25	25	25

Tab. 6: Ergebnisse der logistischen Regression für die Neststandorte des Ortolans (R^2_N = Bestimmtheitsmaß, β_k = Regressionskoeffizient, * = Bezugsategorie). – Results of logistic regressions for nest sites of Ortolan Bunting (R^2_N = NAGELKERKE coefficient of determination, β_k = regression coefficient, * = reference category).

Variable – variable	p	R^2_N	Kategorie/Einheit – category/unit	β_k	Häufigkeiten – abundances	
					Vorkommen – occurrence	Nichtvorkommen – no occurrence
Referenzfläche – reference area					30	61
Entfernung zur Gehölzstruktur – distance to wood structure	0,002	0,417	Meter – metre	-0,037	30	61
Baumarten der Gehölzstruktur – tree species	0,043	0,413	viel Eiche – much oak	9,682	21	13
			wenig Eiche – few oak	8,286	4	10
			keine Eiche, aber Birke – no oak, but birch	9,203	2	2
			weder Eiche noch Birke – neither oak nor birch	7,662	3	14
			keine Hecke	-9,203*	0	22
Nutzung – land use	0,448	0,408	Brache – fallow	-1,099	1	3
			Erbse – pea	1,099	6	2
			Grünland – grassland	-9,203	0	6
			Kartoffel – potato	-0,223	4	5
			Mais – maize	-1,253	2	7
			Rüben – beet	-9,203	0	4
			Raps – rape	-9,203	0	5
			Sommergerste – spring barley	-0,981	3	8
			Wald – forest	-9,203	0	5
			Wintergerste – winter barley	-1,946	1	7
			Winterweizen – winter wheat	0,511	10	6
			Winterroggen – winter rye	0,000*	3	3
			Windparkfläche – wind farm area			
Entfernung zur Gehölzstruktur – distance to wood structure	0,035	0,403	Meter – metre	-0,030	25	43
Baumzusammensetzung der Gehölzstruktur – tree species	0,002	0,640	viel Eiche – much oak	11,427	17	5
			wenig Eiche – few oak	8,411	1	6
			keine Eiche, aber Birke – no oak, but birch	11,812	5	1
			weder Eiche noch Birke – neither oak nor birch	8,331	2	13
keine Hecke – no hedge	-10,203*	0	18			
Nutzung – land use	0,098	0,651	Erbse – pea	10,203	4	0
			Grünland – grassland	-10,203	0	9
			Kartoffel – potato	0,916	5	2
			Mais – maize	-10,203	0	7
			Rüben – beet	-2,485	1	12
			Triticale – triticale	0,000	2	2
			Winterroggen – winter rye	-1,792	1	6
Winterweizen – winter wheat	1,504	9	2			
Wintergerste – winter barley	0,000*	3	3			
Länge der Gehölzstruktur – length of bushes/trees	0,018	0,208	Meter – metre	0,002	25	32

geführt. Die Verteilung des Verpaarungsgrads über die Entfernungszonen unterscheidet sich demnach nicht signifikant von einer Gleichverteilung (K-S-Test, $p = 0,667$). Ein Einfluss der WEA auf den Verpaarungsgrad ist somit statistisch nicht nachweisbar.

Der niedrige Verpaarungsgrad in WEA-Nähe entsteht zudem nicht dadurch, dass die Weibchen die Nähe der WEA meiden, da bei der Anzahl der Nester die Erwartungswerte sogar übertroffen werden (Abb. 4). Es ist vielmehr ein zusätzlicher Überschuss an Männchen beobachtet worden, der größer ist als in den übrigen Entfernungszonen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass trotz der Zusammenfassung aller Untersuchungsgebiete die Anzahl der Reviere in den einzelnen Entfernungszonen zum Teil sehr niedrig ist, so dass die Ergebnisse vor dem Hintergrund einer geringen Stichprobengröße diskutiert werden müssen.

3.3 Abhängigkeit der Bestandsparameter von verschiedenen Gehölzstrukturen und der Entfernung zur nächsten Windenergieanlage

Anhand einer SPEARMAN-Rangkorrelation für alle Standorte zusammen (resultierende Stichprobengröße für die fünf Entfernungszonen jeweils $n = 25$) zeigt sich deutlich, dass die Verteilung der Ortolan-Vorkommen hochsignifikant von der Länge der eichenreichen Gehölzstrukturen abhängt, nicht jedoch von der Entfernung zur nächsten WEA (Tab. 5).

Es besteht ferner eine signifikante Korrelation zwischen den Revierzentren (Paare und gesamt) und der Länge von Gehölzreihen. Eine Bevorzugung dieses Strukturtyps durch unverpaarte Männchen gegenüber den Paaren ist jedoch bei dieser Analyse nicht zu erkennen.

Für den Verpaarungsgrad sind insgesamt keine signifikanten Korrelationen festzustellen (Tab. 5).

3.4 Einfluss der Habitatparameter auf die räumliche Verteilung von Nestern und Singwarten

Nachfolgend wird mit der Methode der logistischen Regression der jeweilige Einfluss der verschiedenen Habitatparameter – darunter auch die Entfernung zu den WEA – auf die räumliche Verteilung der Neststandorte und der Singwarten analysiert und gegeneinander gewichtet. Dies wird getrennt für die Referenzflächen und die Windparkflächen durchgeführt, wobei die fünf Untersuchungsgebiete zusammengefasst werden.

3.4.1 Neststandorte

Im Überblick ergeben sich für den Einfluss der verschiedenen Parameter auf die Lage der Neststandorte folgende Ergebnisse (Tab. 6):

- Die Parameter „**Entfernung zur nächsten WEA**“, „**Ausprägung der Gehölzstruktur**“, „**Höhe der Gehölzstruktur**“, „**Breite der Gehölzstruktur**“, „**Wegoberfläche**“ und „**Exposition**“ haben kei-

nen signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Vorkommen und Nichtvorkommen der Nester.

- Es besteht ein **signifikanter Zusammenhang** mit der **Entfernung zur nächsten Gehölzstruktur** sowohl in den Referenzflächen als auch in den Windparkflächen.
- Der Habitatparameter „**Baumarten der Gehölzstruktur**“ erklärt die Verteilung der Nester in den Windparkflächen mehr als in den Referenzflächen. Grundsätzlich liegen alle Vorkommen in der Nähe einer Gehölzstruktur. Klar bevorzugt werden aber Strukturen mit viel Eiche, insbesondere in den Windparkflächen. Gehölzstrukturen ohne Eichen, aber mit Birken werden gegenüber Strukturen mit einem geringen Eichenanteil bevorzugt. Auch dieser Effekt wird in den Windparkflächen deutlicher.
- Auch die **Nutzung** erklärt die Verteilung der Nester in den Windparkflächen mehr als in den Referenzflächen ($R^2_N = 0,651$). Es gibt keine in den Referenzflächen bevorzugte Nutzungsart, die in den Windparkflächen (z. B. aufgrund der WEA-Nähe) gemieden werden. Die Bevorzugung von „Erbsen“ und „Winterweizen“ wird im Gegenteil in den Windparkflächen noch verstärkt. Zusätzlich werden auch „Kartoffeln“ bevorzugt als Neststandort genutzt.

3.4.2 Hauptsingwarten

Der Einfluss der untersuchten Parameter auf die Lage der Hauptsingwarten wurde in der Auswertung getrennt für die verpaarten und die unverpaarten Männchen durchgeführt. Dabei ergab sich jedoch kein wesentlicher Unterschied, sodass nachfolgend nur die Ergebnisse für die verpaarten Männchen dargestellt werden (Tab. 7):

- Die Parameter „**Entfernung zur nächsten WEA**“, „**Ausprägung der Gehölzstruktur**“ und „**Breite der Gehölzstruktur**“ spielen für die Nutzung der Hauptsingwarten durch verpaarte Männchen **keine signifikante Rolle**.
- Die Variable „**Baumart der Singwarte**“ erklärt in den Windparkflächen einen deutlich größeren Anteil der Varianz als in den Referenzflächen. Dabei werden in den Windparkflächen zusätzlich zu Eichen auch Birken bevorzugt. Alle weiteren Baumarten werden in allen Untersuchungsgebieten gemieden.
- Der Habitatparameter „**Baumarten der Gehölzstruktur**“ hat innerhalb der Windparkflächen ebenfalls einen höheren Erklärungsgehalt als in den Referenzflächen. Analog zu der Verteilung der Neststandorte zeigt sich, dass in den Windparkflächen auch Gehölzstrukturen ohne Eiche, aber mit Birke bevorzugt werden.
- Die Variable „**Nutzung**“ zeigt innerhalb der Windparkflächen einen geringeren Erklärungsgehalt. In den Referenzflächen werden bevorzugt Singwarten an Erbsen- und Winterweizenfeldern genutzt.

Grünland und Raps dagegen werden stark gemieden. Dieser Trend kann in den Windparkflächen nicht bestätigt werden. Zwar wird Grünland ebenfalls gemieden, aber auch an Winterweizen finden sich weniger Vorkommen als Nichtvorkommen. Dagegen werden Rüben, Raps und Sommergerste im Vergleich häufiger genutzt. Vergleicht man die Verteilung der Neststandorte (Tab. 6) mit der Verteilung der Hauptsingwarten, so erkennt man, dass in den Referenzflächen die Nutzung an den Hauptsingwarten mit der Nutzung an den Neststandorten korrespondiert. In den Windparkflächen hingegen unterscheiden sich die bevorzugten Nutzungsarten zwischen Hauptsingwarten und Neststandorten. Dies kann mit den Hauptsingwarten derjenigen verpaarten Männchen zusammenhängen, für die kein Neststandort ermittelt werden konnte. Es kann aber auch an einem größeren Abstand zwischen Nest und Hauptsingwarte in den Windparkflächen liegen. Tatsächlich sind die Hauptsingwarten im Windpark weiter von den Nestern entfernt als in den Referenzflächen. Es besteht allerdings kein signifikanter Unterschied (U-Test, $p = 0,662$).

- Die **Entfernung zur nächsten Hauptsingwarte** zeigt in den Referenzflächen einen signifikanten, negativen Zusammenhang ($\beta_k = -0,007$). Je größer die Entfernung zur nächsten Hauptsingwarte eines benachbarten Männchens, desto geringer ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Auch in den Windparkflächen zeigt sich diese geklumpfte Verteilung, doch ist sie hier nicht signifikant.

4. Diskussion

4.1 Methode

Die methodischen Anforderungen, die an eine Untersuchung von Auswirkungen von WEA auf Vögel zu stellen sind, wurden bereits mehrfach formuliert (ANDERSON *et al.* 1999; BREUER & SÜDBECK 1999; HANDKE 2000; KETZENBERG *et al.* 2002; LANGSTON & PULLAN 2003) und umfassen im Wesentlichen folgende Aspekte:

- Vorher-Nachher-Vergleiche,
- Vergleich mit Referenzflächen,
- mehrjährige Untersuchungen,
- Untersuchung des Bruterfolgs,
- Einbeziehung weiterer Einflussfaktoren,
- Durchführung von Verhaltensstudien neben reinen Bestandserfassungen.

In der vorliegenden Untersuchung sind die Anforderungen hinsichtlich der Vergleiche mit Referenzflächen, Einbeziehung weiterer Einflussfaktoren und Durchführung von Verhaltensbeobachtungen erfüllt. Es fehlen allerdings Vorher-Nachher-Vergleiche und es handelt sich nur um eine einjährige Untersuchung, sodass eine längerfristige Beobachtung der Bestandsentwicklung und des Verpaarungsgrades nicht möglich war.

Der Nachteil einer nur einjährigen Studie wird zumindest teilweise dadurch ausgeglichen, dass mehrere Standorte in verschiedenen Naturräumen mit einer insgesamt hohen Zahl an Revieren untersucht wurden, wodurch generalisierende Aussagen gestützt werden (PERCIVAL 2000).

Bezüglich der betrachteten Parameter zeigten sich keine grundlegenden Unterschiede zwischen den Windparkflächen und den Referenzflächen. Es bleibt jedoch die theoretische Möglichkeit, dass derartige Auswirkungen erst mit einer Verzögerung von mehreren Jahren eintreten, d. h. nach dem Ableben der brutortstreuen Tiere. Ortolan-Männchen sind sehr standorttreu und besiedeln dasselbe Revier über mehrere Jahre (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Langzeiteffekte sind somit in der vorliegenden Studie nicht abgedeckt.

Der Bruterfolg wurde in dieser Studie nicht betrachtet. Dieser Parameter unterliegt zahlreichen Einflussfaktoren (insbesondere Witterung, Prädation, Landwirtschaft u. a.), die eine Fülle von in ihrer Summe nur schwer erfassbaren Einzelereignissen, wie Kälteeinbrüche, Streifzüge/Auftreten von Prädatoren oder maschinelle Bearbeitungen, beinhalten. Es ist somit nur mit hohem Aufwand möglich, einen geringen oder fehlenden Bruterfolg auf die Wirkung von WEA zurückzuführen. Zwar eignet sich der Bruterfolg als Indikator zur frühzeitigen Ermittlung von Änderungen der Habitatqualität bei einigen Arten prinzipiell besser als die Abundanz, da letztere bei langlebigen Arten mit niedriger jährlicher Reproduktionsrate oftmals erst mit großer zeitlicher Verzögerung reagiert (FLADE 1994; EXO *et al.* 1996, THYEN *et al.* 2000). Eine Durchführung von systematischen Bruterfolgskontrollen war jedoch im Rahmen dieser Studie auch aufgrund des damit verbundenen sehr hohen Aufwandes nicht möglich. Bruterfolgskontrollen wurden bislang bei Studien zum Einfluss von WEA auf Brutvögel nur sehr selten durchgeführt (z. B. bei STEINBORN *et al.* 2011). Dies sollte für zukünftige Forschungen stärker in den Fokus rücken.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden erstmals die potenziellen Störungseinflüsse von WEA auf den Ortolan unter Berücksichtigung von weiteren Habitatfaktoren analysiert. Ein ähnlicher Aufwand wurde im Rahmen von Untersuchungen zum Störungseinfluss von WEA bislang ebenfalls nur selten betrieben; z. B. wurden von PEARCE-HIGGINS *et al.* (2009) und STEINBORN *et al.* (2011) vergleichbar umfangreiche Habitatanalysen für Wiesenvögel durchgeführt. Dennoch bleibt die Anzahl der in Betracht gezogenen Habitatparameter begrenzt. So können beispielsweise keine Aussagen zum Nahrungsangebot getroffen werden. Es wird zwar generell davon ausgegangen, dass das Nahrungsangebot auf landwirtschaftlichen Flächen im Wesentlichen von der Bewirtschaftungsweise abhängt und damit indirekt über die landwirtschaftliche Nutzung berücksichtigt

Tab. 7: Ergebnisse der logistischen Regression für die Hauptsingwarten verpaarter Männchen des Ortolans ($R^2_N =$ Bestimmtheitsmaß, $\beta_k =$ Regressionskoeffizient, $*$ = Bezugs-kategorie). – Results of logistic regressions for main song perches of mated male Ortolan Buntings ($R^2_N =$ NAGELKERKE coefficient of determination, $\beta_k =$ regression coefficient, $*$ = reference category).

Variable – variable	P	R^2_N	Kategorie/Einheit – category/unit	β_k	Häufigkeiten – abundances	
					Vorkommen – occurrence	Nicht-Vorkommen – no occurrence
Referenzfläche – reference area					31	63
Baumart der Singwarte – tree species of song perch	0,000	0,286	Eiche – oak Birke – birch sonstige – other	2,550 1,329 -2,427*	26 2 3	23 6 34
Baumarten der Gehölzstruktur – tree species	0,178	0,342	viel Eiche – much oak wenig Eiche – few oak keine Eiche, aber Birke – no oak, but birch weder Eiche noch Birke – neither oak nor birch keine Hecke – no hedge	9,394 8,286 8,510 7,699 -9,202*	23 4 2 2 0	19 10 4 9 21
Nutzung – land use	0,168	0,410	Erbsen – pea Grünland – grassland Kartoffel – potato Mais – maize Raps – rape Rüben – beet Sommergerste – spring barley Wintergerste – winter barley Winterroggen – winter rye Winterweizen – winter wheat	1,792 -9,203 0,000* -1,299 -9,203 -1,386 -0,693 -1,946 -0,693 0,588	6 0 5 3 0 1 3 1 3 9	1 12 5 11 6 4 6 7 6 5
Entfernung zur nächsten Hauptsingwarte – distance to next main song perch	0,000	0,317	Meter – metre	-0,007	31	63
Wegoberfläche – road surface	0,028	0,136	Gras – grass Teer – tar Sand/Schotter – sand/gravel kein Weg – no road	1,059 0,682 1,829 -1,241*	5 4 9 13	6 7 5 45
Windparkfläche – wind farm area					31	58
Baumart der Singwarte – tree species of song perch	0,003	0,448	Eiche – oak Birke – birch sonstige – other	2,070 11,427 -2,225*	18 9 4	21 0 37
Baumarten der Gehölzstruktur – tree species	0,177	0,489	viel Eiche – much oak wenig Eiche – few oak keine Eiche, aber Birke – no oak, but birch weder Eiche noch Birke – neither oak nor birch keine Hecke – no hedge	10,203 10,203 20,406 8,188 -10,203*	16 7 6 2 0	16 7 0 15 20

Variable – variable	P	R ² _N	Kategorie/Einheit – category/unit	β _k	Häufigkeiten – abundances	
					Vorkommen – occurrence	Nicht-Vorkommen – no occurrence
Nutzung – land use	0,854	0,169	Grünland – grassland	-1,540	3	14
			Kartoffel – potato	-0,288	3	4
			Mais – maize	-8,202	0	7
			Rüben – beet	0,000	4	4
			Raps – rape	0,000	3	3
			Sommergerste – spring barley	0,000	2	3
			Tritikale – triticales	-0,847	3	7
			Wintergerste – winter barley	-0,223	4	5
			Winterweizen – winter wheat	-0,405	6	9
			Winterroggen – winter rye	0,000*	3	3
			Teer – tar	1,255	5	3
			Sand/Schotter – sand/gravel	-0,018	7	15
kein Weg – no road	-0,744*	19	40			
Höhe der Gehölzstruktur – height of bushes/trees	0,006	0,225	> 5 m	2,906	30	36
			< 5m	-3,088*	1	22
Länge der Gehölzstruktur – length of bushes/tree	0,026	0,101	Meter – metre	-0,001	31	38

wurde, doch fehlen genauere Angaben. Auch die Schlaggerößen, Prädation, Störungen durch Spaziergänger etc. sind Parameter, die nicht in die Habitatanalysen eingegangen sind und deren Beeinflussung der Daten daher nicht abzuschätzen ist.

4.2 Einfluss der Windenergieanlagen

4.2.1 Abundanz

Die Angabe von großflächigen Abundanzen ist beim Ortolan mit Einschränkungen verbunden, da die Verbreitung der Art sehr ungleichmäßig ist. Die soziale Affinität führt zu kleinräumigen Ballungen in besonders günstigem Habitat, während sich unter weniger günstigen Bedingungen nur wenige Männchen oder Paare ansiedeln und die Art zwischen den einzelnen Revieren über weite Strecken ganz fehlen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997; DALE & STEIFETTEN 2011). Diese geklumpfte Verteilung ist daher bei der Angabe von Dichten zu berücksichtigen.

Ein Vergleich mit Abundanzangaben aus anderen Regionen macht zunächst deutlich, dass in Optimalhabitaten im Wallis oder in Franken weit höhere Werte erreicht werden (zwischen 60 und 100 Reviere/km²). Ansonsten liegen die Dichtewerte in den Windparkflächen und in den Referenzflächen in einer Größenordnung, wie sie auch in anderen Teilen Deutschlands erreicht werden (aus GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997): Hannoversches Wendland 2,0–2,4 BP/km Waldrand; Kreis Wesel 3–4 BP/km²; Kreis Köthen Sachsen-Anhalt 1,2 Reviere/km²; Sachsen 0,06–0,8–14 Reviere/km²; Mecklenburg-Vorpommern: 0,1–5 Reviere/km Baumreihe, Hecke, Waldrand; Nuthe-Nieplitz-Niederung, Kreis Potsdam-Mittelmark 0,3 Reviere/km², 7,9 Reviere/km² Acker mit Waldrand.

Auch aktuellere Zahlen zeigen die gleichen Größenordnungen: Die höchsten Dichten in Brandenburg liegen zwischen 0,6 und 1,4 Revieren/km² (DÜRR & RYSLAVY 2009), reichen in der Prignitz aber auch bis 11,3 Reviere/km² (BELLENHAUS & FARTMANN 2009). Für das Vogelschutzgebiet Drawehn (Lüchow Dannenberg) werden zwischen 3,2 und 6,9 Brutpaare/km² angegeben (BERNARDY & DZIEWIATY 2009). Durch diesen Vergleich wird die besondere Qualität des Windparks Premslin als Ortolanlebensraum veranschaulicht. Hier übertreffen die Werte auch diejenigen aus anderen Gebieten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns – trotz der Anwesenheit der WEA.

Die Windparks haben somit nicht zu einer im Vergleich mit anderen Regionen deutlich verringerten Abundanz geführt.

4.2.2 Verpaarungsgrad

Ein Männchenüberschuss ist beim Ortolan die Regel (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997; HÄNEL 2004; BERNARDY 2009). Im Optimalhabitat der Walliser Federgrassteppe wurde ein Männchenanteil von 53–56 % gefunden, womit der Verpaarungsgrad bei

ca. 90 % liegt. In Populationen mit Bestandsrückgang wird der Männchenüberschuss immer größer, d. h. der Verpaarungsgrad entsprechend niedriger (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Ein hoher Anteil an unverpaarten Männchen ist typisch für isolierte Populationen oder Populationen in kleinen Habitatinseln (DALE 2001b).

Aus Deutschland liegen nur wenige Vergleichsanlagen vor (alle aus GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997): Im Kreis Wesel lag die Zahl der singenden Männchen 5–15 % höher als die Zahl der Brutpaare, was einem Verpaarungsgrad von ca. 70–90 % entspricht. In West-Haltern (Nordrhein-Westfalen) wurde hingegen nur ein Verpaarungsgrad von 55 % erreicht, in der Senne/Ostmünsterland wurden 62 % festgestellt. In der kleinen isolierten Ortolan-Population in Norwegen (ca. 170 singende Männchen) liegt der Verpaarungsgrad bei ca. 60–70 % (DALE 2001a).

Der niedrigste Verpaarungsgrad in dieser Studie wurde in der Referenzfläche zum Windpark Hanstedt II gefunden (46 %), wohingegen die zugehörige Windparkfläche 62 % aufwies. Insgesamt bewegt sich der Verpaarungsgrad in einer Größenordnung zwischen 46 % und 71 %. Damit liegen die Werte in einer Größenordnung, die auch aus anderen Gebieten Deutschlands sowie aus Norwegen bekannt sind. Der Standort mit der bei Weitem höchsten Abundanz – Premslin/Bentwisch – weist lediglich Werte von 52 % bzw. 58 % auf. Dies überrascht insofern, als die Prignitz als ein Vorkommensschwerpunkt der Art in Deutschland mit günstigen klimatischen und strukturellen Bedingungen gilt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997) und daher ein hoher Verpaarungsgrad erwartet werden kann.

Der Vergleich zwischen Referenz- und Windparkflächen hat gezeigt, dass beim Verpaarungsgrad kein signifikanter Unterschied besteht, auch wenn in vier von fünf Untersuchungsgebieten die Werte für die Windparkflächen unter denen der Referenzflächen liegen (vgl. 3.1).

Bis in 200 m Entfernung zur nächsten WEA lag der Verpaarungsgrad unter dem Wert der Referenzgebiete. Die Werte des Verpaarungsgrades in den Entfernungszonen unterscheiden sich allerdings nicht signifikant von einer Gleichverteilung. Auch ist der Anteil unverpaarter Männchen in den anlagen nahen Bereichen (100-m-Zone) nicht signifikant verschieden von den anlagenfernen Bereichen (500-m-Zone). Da weder bei der Betrachtung von Brutpaaren noch der Neststandorte Meidungsdistanzen erkennbar sind, ist zudem festzustellen, dass der niedrige Verpaarungsgrad durch einen Überschuss an unverpaarten Männchen in den ersten 200 m der Windparks zu erklären ist, nicht jedoch durch eine Vertreibung von Weibchen. Für diesen Überschuss sind verschiedene Erklärungsansätze denkbar:

a) Es handelt sich doch um eine Meidung der anlagen nahen Bereiche durch Weibchen. Da jedoch of-

fensichtlich ein Überschuss an Männchen vorliegt (s. o.), würde dies bedeuten, dass in den Windparks bessere Habitatbedingungen vorherrschen, so dass dort höhere Siedlungsdichten von Brutpaaren gegenüber den Referenzgebieten zu erwarten wären. Bei den Vergleichen der Habitatparameter in den fünf Untersuchungsgebieten ist eine solche „windparkspezifische“ Habitatverbesserung jedoch nicht erkennbar. Möglicherweise werden durch die Neuanlage von Wegen und zusätzlichen Saumstrukturen im Nahbereich der Windparks neue attraktive Lebensraumstrukturen geschaffen (siehe auch Punkt 2). Warum allerdings der Nahbereich der WEA nur für Männchen attraktiv wäre, muss offen bleiben. Diese möglicherweise intraspezifisch unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber WEA müsste gesondert und mit einem noch größeren Stichprobenumfang untersucht werden.

b) Es handelt sich um Neuansiedlungen von noch unverpaarten Männchen in attraktiven Flächen. Die Autoren DALE und STEIFETTEN haben in Norwegen umfangreiche Studien zum Ausbreitungsverhalten von Ortolanen durchgeführt. Sie kamen zu dem Schluss, dass unverpaarte Männchen sich vorzugsweise dort ansiedeln, wo ein ausgeglichenes Männchen/Weibchen Verhältnis besteht oder gar ein Weibchenüberschuss herrscht. Die Habitatbedingungen spielen bei der Ansiedlung dagegen eine untergeordnete Rolle (DALE & STEIFETTEN 2011, STEIFETTEN & DALE 2012). Daher wäre es ein großer Zufall, wenn die Neuansiedlung in der vorliegenden Studie ausgerechnet im Nahbereich der WEA stattgefunden hat, nicht aber im Referenzgebiet.

c) Es liegt möglicherweise ein methodischer Fehler in der Zuordnung der Revierzentren vor. DALE *et al.* (2004, 2006) zeigten, dass gerade unverpaarte Männchen große Strecken zwischen ihren Singwarten zurücklegen. Zudem erreichen unverpaarte Männchen die Brutgebiete später, wandern noch während der Brutzeit kurze Strecken weiter und besetzen nur kurzzeitig Reviere. Dieses Verhalten führt i. d. R. zu überschätzten Populationsgrößen (DALE *et al.* 2006). In Verbindung mit der geringen Stichprobengröße der vorliegenden Studie (vgl. Punkt 4) kann es durch wenige falsch lokalisierte Revierzentren zu einem verfälschten Geschlechterverhältnis gekommen sein.

d) Es liegt möglicherweise eine zu geringe Stichprobe vor. Je Windpark handelt es sich um 0–5 Reviere in der 100 m Zone und 0–11 Reviere in der 200 m Zone. Nur geringe Lagegenauigkeiten der kartierten Revierzentren oder wenige nicht entdeckte Weibchen können daher das Ergebnis beeinflusst haben.

Unter Berücksichtigung aller Ergebnisse erscheinen somit die methodischen Gründe aus den Ansätzen c) und d) als die plausibelste Erklärung des vermeintlich geringeren Verpaarungsgrades in den anlagennahen Bereichen.

4.2.3 Einfluss der Entfernung zu den Windenergieanlagen

Es konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Entfernungszonen um die WEA und den Revierzentren, den Nestern oder den Revierflächen festgestellt werden (weder im Vergleich mit Erwartungswerten aus dem Referenzgebiet noch als Korrelation). Auch in den Untersuchungen von KAAZ (2004) konnte keine Vertreibungswirkung von WEA festgestellt werden. Diese Ergebnisse stimmen mit dem gegenwärtigen Kenntnisstand zur Empfindlichkeit von Singvogelarten gegenüber WEA überein, die allgemein als sehr gering eingestuft wird (REICHENBACH 2004; REICHENBACH *et al.* 2004; NIEDERSÄCHSISCHER LANDKREISTAG 2007). Entsprechende Ergebnisse liegen auch aus einer spanischen Studie vor, bei der für eine Reihe von Singvogelarten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in der Abundanz zwischen Windpark- und Referenzflächen gefunden wurden (DE LUCAS *et al.* 2005).

4.3 Relation zu anderen Einflussfaktoren

Die logistische Regression hat gezeigt, dass ein signifikanter Einfluss durch die WEA auf die räumliche Verteilung der Neststandorte sowie der Hauptsingwarten der verpaarten und der unverpaarten Männchen nicht nachweisbar ist.

Als relevante Einflussfaktoren konnten stattdessen die Entfernung zur nächsten Gehölzstruktur, die Baumarten der Gehölzstrukturen (Bevorzugung von Eichen), die landwirtschaftliche Nutzung und die Entfernung zum nächsten Ortolan-Revier identifiziert werden. Keinen Einfluss wiesen hingegen Ausprägung, Breite und Höhe der Gehölzstruktur, Exposition sowie die Wegoberfläche auf.

Diese Aussage gilt in gleicher Weise für die Neststandorte sowie die Hauptsingwarten der verpaarten und der unverpaarten Männchen. Es ergibt sich somit kein

Unterschied, der den hohen Anteil unverpaarter Männchen in der Nähe der WEA erklären könnte.

Maßgeblich für die Qualität von Ortolanrevieren sind folglich die Dichte von eichenreichen linearen Gehölzen und das Vorhandensein geeigneter landwirtschaftlicher Nutzungstypen, insbesondere Wintergetreide, Erbsen und Kartoffeln. Dieses Ergebnis bestätigt die in der Literatur vorliegenden Aussagen zur Habitatpräferenz dieser Art (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997; GRÜTZMANN *et al.* 2002; DEUTSCH 2007; BERNARDY *et al.* 2008; BERNARDY 2009; GUES & PÜRCKHAUER 2011). Ebenso erhöhen vorhandene Ortolan-Revire die Wahrscheinlichkeit für die Ansiedlung weiterer Ortolane (geklumpte Verteilung). Dies bestätigen unter anderem VEPSÄLÄINEN *et al.* (2007). Wesentlich ist jedoch, dass gegenüber diesen Lebensraumfaktoren die WEA keinen erkennbaren Einfluss ausüben. Auch bei den Arten Schwarzkehlchen *Saxicola rubicola*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Feldlerche *Alauda arvensis* konnte im südlichen Ostfriesland gezeigt werden, dass bestimmte Habitatparameter einen wesentlich größeren Einfluss auf die räumliche Verteilung der Revire ausüben als die Entfernung zu WEA (STEINBORN *et al.* 2011).

4.4 Fazit

In der vorliegenden Studie konnte mit einem hohen Aufwand mithilfe von multiplen Habitatanalysen und Vergleichen mit windkraftfreien Referenzgebieten und anschließenden statistischen Tests kein Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Revierzentren und Neststandorte des Ortolans nachgewiesen werden. Künftige Studien sollten gezielt den Bruterfolg bzw. den potenziellen, aber nicht als signifikant nachgewiesenen Einfluss auf den Verpaarungsgrad untersuchen.

Dank: Wir danken der Firma GetProject GmbH und Co. KG sowie weiteren Windparkbetreibern für die Finanzierung dieser Studie. Für die Durchsicht des Manuskripts und kritische Anmerkungen danken wir PD Dr. Klaus Handke (Ganderkeese) und Frank Sinning (Oldenburg) sowie dem Herausgeber Dr. Volker Dierschke, Dr. Heiko Schmaljohann und einem anonymen Gutachter.'

5. Zusammenfassung

Steinborn, H. & M. Reichenbach 2012: Einfluss von Windenergieanlagen auf den Ortolan *Emberiza hortulana* in Relation zu weiteren Habitatparametern. Vogelwelt 133: 59–75.

Im Jahr 2004 wurden die Auswirkungen von Windenergieanlagen (WEA) auf den Ortolan in fünf Windparks mit angrenzenden Referenzgebieten in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg untersucht. Während acht Kartierdurchgängen zwischen Mai und Juni wurden Verhaltensbeobachtungen (ca. eine Stunde je Revier) durchgeführt, um Informationen zum Neststandort und zum Verpaarungsgrad zu erhalten. Weiterhin wurden Habitatparameter wie „land-

wirtschaftliche Nutzung“, „Baumart der Hauptsingwarte“, „Entfernung zur nächsten Hecke“ bis hin zu „Entfernung zur nächsten WEA“ in die Auswertung einbezogen. Mit unterschiedlichen statistischen Methoden (Korrelationen, WILCOXON-Tests und multipler logistischer Regression) konnten keine Meidungsdistanzen zur nächsten WEA für Revire und Neststandorte festgestellt werden. Allerdings war der Verpaarungsgrad in den ersten 200 m um die WEA nied-

riger als in den Referenzgebieten. Dieser Effekt lag nicht an einem geringeren Weibchenanteil in der Nähe der WEA (gegenüber dem Referenzgebiet) sondern an einem Überschuss an unverpaarten Männchen. Begründungen hierfür werden diskutiert. Die Analyse der Habitatparameter zeigt, dass der

Abstand zum nächsten Baum, die Baumart (Bevorzugung von Eichen) und die landwirtschaftliche Nutzung einen größeren Einfluss auf die Verteilung der Revierzentren und Neststandorte hatte als die Entfernung zur nächsten WEA.

6. Literatur

- ANDERSON, R., M. MORRISON, K. SINCLAIR & D. STRICKLAND 1999: Studying Wind Energy/Bird Interactions: A Guidance Document. Prepared for the Avian Subcommittee and NWCC. Washington. www.nationalwind.org.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER 2000: Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag, Berlin.
- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BELLENHAUS, V. & T. FARTMANN 2009: Die Habitatbindung des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in der Prignitz (NW-Brandenburg). *Natursch. Landschaftspf. Niedersachs.* 45: 59–63.
- BERNARDY, P. 2009: Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. *Natursch. Landschaftspf. Niedersachs.* 45, Hannover.
- BERNARDY, P. & K. DZIEWIATY 2009: Integratives Schutzkonzept zum Erhalt ackerbrütender Vogelgemeinschaften im hannoverschen Wendland. *Natursch. Landschaftspf. Niedersachs.* 45 Anhang: 1–70.
- BERNARDY, P., K. DZIEWIATY, S. SPALIK & P. SÜDBECK 2008: Was charakterisiert ein „gutes“ Ortolan *Emberiza hortulana*-Revier? Eine Analyse als Grundlage für Schutzbemühungen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 40: 127–138.
- BREUER, W. & P. SÜDBECK 1999: Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Vögel – Mindestabstände von Windkraftanlagen zum Schutz bedeutender Vogellebensräume. *Bremer Beitr. Naturkde. Naturschutz* 4: 171–175.
- BROTONS, L., W. THUILLER, M. B. ARAÚJO & A. H. HIRZEL 2004: Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437–448.
- DALE, S. 2001a: Causes of population decline of the Ortolan Bunting in Norway. Tagungsband der Fachtagung: “Proceedings 3rd International Ortolan Bunting Symposium (Bunting studies in Europe)”.
- DALE, S. 2001b: Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos* 92: 344–356.
- DALE, S. & Ø. STEIFETTEN 2011: The rise and fall of local populations of ortolan buntings *Emberiza hortulana*: importance of movements of adult males. *J. Avian Biol.* 42: 114–122.
- DALE, S., A. LUNDE & Ø. STEIFETTEN 2004: Longer breeding dispersal than natal dispersal in the ortolan bunting. *Behav. Ecol.* 16: 20–24.
- DALE, S., Ø. STEIFETTEN, T. S. OSIEJUK, K. LOSAK & J. P. CYGAN 2006: How do birds search for breeding areas at the landscape level? Interpatch movements of male ortolan buntings. *Ecography* 29: 886–898.
- DE LUCAS, M., G. E. F. JANSSE & M. FERRER, M. 2005: A bird and small mammal BACI and IG design study in a windfarm in Malpica, Spain. *Biodivers. Conserv.* 14: 3289–3303.
- DEUTSCH, M. 2007: Der Ortolan *Emberiza hortulana* im Wendland (Niedersachsen) – Bestandszunahme durch Grünlandumbruch und Melioration? *Vogelwelt* 128: 105–115.
- DÜRR, T. & T. RYSLAVY 2009: Zur Bestandssituation des Ortolans in Brandenburg. *Natursch. Landschaftspf. Niedersachs.* 45: 13.
- ENGLER, R., A. GUIGAN & L. RECHSTEINER 2004: An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *J. Appl. Ecol.* 41: 263–274.
- EXO, K.-M., P. H. BECKER, B. HÄLTERLEIN, H. HÖTKER & H. SCHEUFLER, H. 1996: Bruterfolgsmonitoring bei Küstenvögeln. *Vogelwelt* 117: 287–293.
- FLADE, M. 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER 1997: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 14. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GRÜTZMANN, J., V. MORITZ, P. SÜDBECK & D. WENDT 2002: Ortolan (*Emberiza hortulana*) und Grauwammer (*Miliaria calandra*) in Niedersachsen: Brutvorkommen, Lebensräume, Rückgang und Schutz. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 34: 69–90.
- GUES, M. & C. PÜRCKHAUER 2011: Brachefenster in Wintergetreide: eine Hilfe für den stark gefährdeten Ortolan *Emberiza hortulana*? *Vogelwelt* 132: 81–92.
- GUIGAN, A. & N. E. ZIMMERMANN 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Modelling* 135: 147–186.
- HANDKE, K. 2000: Vögel und Windkraft im Nordwesten Deutschlands. *LÖBF-Mitt.* 2: 47–55.
- HÄNEL, K. 2004: Zur Populationsstruktur und Habitatpräferenz des Ortolans (*Emberiza hortulana*). Untersuchungen in der Moritzburger Kuppenlandschaft/Sachsen. *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 9: 317–357.
- HOSMER, D. W. & S. LEMESHOW 2000: Applied Logistic Regression. Wiley, New York.
- KAATZ, J. 2004: Zum Verhalten von Ortolanen (*Emberiza hortulana*) gegenüber Windkraftanlagen (WKA) in der Prignitz, Land Brandenburg. *Bremer Beitr. Naturkde. Naturschutz* 7: 205–207.
- KETZENBERG, C., M. EXO, M. REICHENBACH & M. CASTOR 2002: Einfluss von Windenergieanlagen auf Brutvögel des Offenlandes. *Natur Landsch.* 77: 144–153.
- KLEYER, M., R. KRATZ, B. LUTZE & B. SCHRÖDER 1999/2000: Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Z. Ökol. Naturschutz* 8: 177–194.

- KRÜGER, T. & B. OLTMANN 2007: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 7. Fassung, Stand 2007. Inform.dienst Naturschutz Niedersachs. 3: 131–175.
- LANGSTON, R. & J. PULLAN 2003: Windfarms and Birds: An analysis for the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. <http://www.abcbirds.org/policy/Off-ShoreBirdLifeStudy.pdf>.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDKREISTAG 2007: Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie zur Durchführung der Umweltprüfung und Umweltverträglichkeitsprüfung bei Standortplanung und Zulassung von Windenergieanlagen. Niedersächsischer Landkreistag, Hannover.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMAN 2009: The distribution of breeding birds around upland wind farms. *J. Appl. Ecol.* 46: 1323–1331.
- PERCIVAL, S. M. 2000: Birds and wind turbines in Britain. *Brit. Wildlife* 12: 8–15.
- REICHENBACH, M. 2004: Ergebnisse zur Empfindlichkeit bestandsgefährdeter Singvogelarten gegenüber Windenergieanlagen. *Bremer Beitr. Naturkde. Naturschutz* 7: 137–150.
- REICHENBACH, M., K. HANDKE & F. SINNING 2004: Der Stand des Wissens zur Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber Störungswirkungen von Windenergieanlagen. *Bremer Beitr. Naturkde. Naturschutz* 7: 229–243.
- STEIFETTEN, Ø. & S. DALE 2012: Dispersal of male ortolan buntings away from areas with low female density and a severely male-biased sex ratio. *Oecologia* 168: 53–60.
- STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN 2011: Windkraft – Vögel – Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. Books on Demand, Norderstedt.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF 2007: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. *Ber. Vogelschutz* 44: 23–82.
- THYEN, S., P. H. BECKER, K.-M. EXO, B. HÄLTERLEIN & H. HÖTKER 2000: Bruterfolgsmonitoring bei Küstenvögeln im Wattenmeer 1996 und 1997. *Vogelwelt* 121: 269–280.
- VEPSÄLÄINEN, V., T. PAKKALA, M. PIHA & J. TIAINEN 2007: The importance of breeding groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Ann. Zool. Fennici* 44: 8–19.
- ZANIEWSKI, A. E., A. LEHMANN & J. M. OVERTON 2002: Predicting species spatial distribution using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecol. Modelling* 157: 261–280.

Manuskripteingang: 8. Juni 2011
Annahme: 11. Sept. 2012

Hanjo Steinborn, ARSU GmbH, Escherweg 1,
D-26121 Oldenburg;
E-Mail: info@ecodata-steinborn.de
Marc Reichenbach, ARSU GmbH, Escherweg 1,
D-26121 Oldenburg; E-Mail: info@arsu.de
