

**Hermann Hötker, Kai-Michael Thomsen
und Heike Köster**

Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse



**Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse –
Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen**

**Endbericht
Stand Dezember 2004**

**Hermann Hötter
Kai-Michael Thomsen
Heike Köster**



Titelbild: Windkraftanlagen bei Simonsberg, Kreis Nordfriesland (Dr. Hermann Hötker)

Adresse der Autoren:

Dr. Hermann Hötker	Michael-Otto-Institut im NABU
Kai-Michael Thomsen	Goosstroot 1
Heike Köster	24861 Bergenhusen

Projektleitung: Dr Hermann Hötker

Projektleitung im BfN: Kathrin Ammermann, FG II 3.3, Erneuerbare Energien, Berg- und Bodenabbau

Das Projekt wurde gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, Fördernummer Z1.3-684 11–5/03

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „**DNL-online**“ (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-200
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn - Bad Godesberg 2005

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	5
Zusammenfassung	7
Summary	10
 1. Einleitung	 13
2. Material und Methode	15
3. Auswirkung der Windkraft auf Wirbeltiere	20
3.1 Non-letale Wirkungen von Windkraftanlagen (WKA) (Störungen, Verdrängung, Habitatverlust) auf Vögel	20
3.1.1 Bestandsveränderungen durch WKA	20
3.1.2 Mindestabstände von Vogelvorkommen zu WKA	22
3.1.3 Barrierewirkung von WKA auf Vögel	35
3.2 Non-letale Wirkungen von WKA (Störungen, Verdrängung, Habitatverlust) auf Säugetiere	38
3.3 Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen mit WKA	38
3.3.1 Kollisionen von Vögeln mit WKA	38
3.3.2 Kollisionen von Fledermäusen mit WKA	45
4. Populationsbiologische Auswirkungen der Mortalität durch Kollisionen	48
4.1 Vorgehensweise bei der Populationssimulation	48
4.2 Ergebnisse der Populationssimulationen	49
4.3 Diskussion der Simulationsberechnungen	54
5. Maßnahmen zur Reduktion der Auswirkungen von WKA	55
5.1 Standortwahl	56
5.2 Gestaltung der Umgebung von WKA	57
5.3 Konfiguration der WKA in einem Windpark	57
5.4 Betrieb der WKA	57
5.5 Gestaltung der einzelnen WKA	58
5.6 Übertragbarkeit der Maßnahmen auf die Verhältnisse in Deutschland	59
6. Abschätzung der Auswirkungen eines Repowering	59
6.1 Repowering und Störwirkung auf Vögel	60
6.2 Repowering und Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen	62
6.3 Zusammenfassende Bewertung des Repowerings	63
7. Auswirkungen anderer Formen regenerativer Energiegewinnung	64
8. Forschungsbedarf	67
9. Danksagungen	71
10. Literaturverzeichnis	72

Vorwort

Die Bundesregierung hat das Ziel, den Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung bis 2010 auf mindestens 12,5 % zu erhöhen. Anreize dafür bieten die Regelungen des „Erneuerbare - Energien - Gesetz (EEG)“. Im ersten Halbjahr 2004 wurden erstmals 10 % des Stroms aus regenerativen Energiequellen erzeugt. Daran hat die Windenergie mit rund 5,8 % an der Stromerzeugung einen wesentlichen Anteil. Gleichzeitig werden die mit deren Ausbau einhergehende Auswirkungen auf Naturhaushalt und Landschaftsbild kontrovers diskutiert.

Die Studie „Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen“, bearbeitet durch das Michael-Otto-Institut im NABU hatte das Ziel, nationale und internationale Untersuchungen zu Wirkungen von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse zu analysieren und ihre statistische Aussagefähigkeit zu bewerten. Die vorliegenden Ergebnisse bieten einen Überblick über die vorhandene Datenlage, sie zeigen aber auch Wissenslücken und Forschungsbedarf auf.

Die der Studie zugrunde liegenden Untersuchungen lassen Rückschlüsse hinsichtlich der Wirkungen von Windkraftanlagen auf rastende, brütende, nahrungssuchende sowie ziehende Vögel und Fledermäuse zu. Des Weiteren lassen sich Erkenntnisse hinsichtlich der Wirkungen von Windkraftanlagen auf das Verhalten der o. g. Fauna im Jahresgang ableiten. Innerhalb von Simulationen wird zusätzliche Mortalität durch Windkraftanlagen und durch die Wirkung des Repowerings auf die Bestandsentwicklung von Vögeln und Fledermäusen dargestellt.

Allerdings ist zu beachten, dass aufgrund des beschränkten und in seiner Aussagetiefe divergierenden Datenumfanges nur tendenzielle Aussagen zu Auswirkungen von Windkraftanlagen auf die verschiedenen Vogel- und Fledermausgruppen möglich sind.

Die vorliegenden Ergebnisse sollen zu einer Versachlichung der bundesweiten Diskussion über die Naturschutzverträglichkeit erneuerbarer Energieträger (insbesondere Windkraftanlagen) beitragen. Sie wurden bereits während der Bearbeitungszeit sowohl mit Fachbehörden als auch mit Vertretern der Naturschutzverbands- und der Betreiberseite erörtert.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann
Präsident des Bundesamtes für Naturschutz

Zusammenfassung

Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen

Die gegenwärtig verfügbaren Erkenntnisse über die Auswirkungen von regenerativer Energiegewinnung auf Vögel und Fledermäuse (Schwerpunkt Windkraftnutzung) werden zusammengestellt und mit dem Ziel ausgewertet, das Ausmaß der Auswirkungen besser beurteilen zu können, die potentiellen Auswirkungen eines Repowering abzuschätzen und auf mögliche Maßnahmen zur Verminderung negativer Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse hinzuweisen. Zusätzlich soll der Forschungsbedarf aufgezeigt werden. Über die Auswirkungen anderer Formen regenerativer Energiegewinnung auf Vögel und Fledermäuse liegen nur sehr wenige Erkenntnisse vor.

Die Auswertung zur Windkraft basiert auf 127 Einzelstudien aus zehn Ländern (Schwerpunkt Deutschland). Die meisten Studien waren bezüglich ihres Untersuchungszeitraumes sehr kurz (ein bis zwei Jahre) und beinhalteten keine Erhebungen vor dem Bau der Windkraftanlagen. Langzeituntersuchungen, die einen Vorher-Nachher-Vergleich ermöglichten, eventuell langfristige Wirkungen mit berücksichtigen könnten und über unabhängige, nicht von Windkraftnutzung berührte Kontrollflächen verfügten, existieren kaum. In nur sehr wenigen Fällen waren deshalb Untersuchungsmethode und -umfang überhaupt dazu geeignet, statistisch signifikante Nachweise über Auswirkungen der Windkraftnutzung auf Vögel und Fledermäuse zu erbringen. Damit dennoch verlässliche Aussagen über die Auswirkungen der Windkraftnutzung getroffen werden können, bezieht die hier vorgelegte Analyse ausdrücklich auch die nicht systematisch erhobenen Daten mit ein. Das hier angewandte Vorgehen (Informationsreduktion der Daten, Anwendung von Vorzeichentests) erlaubt es, eine Vielzahl unabhängig gewonnener Daten einzubeziehen und die getroffenen Aussagen auf eine breite Basis zu stellen. Die Gesamtschau der Einzelstudien erbrachte folgende Ergebnisse:

Die Nutzung von Windkraft kann sich auf Vögel und Fledermäuse durch Störungen und durch Erhöhung der Mortalität auswirken. Obwohl in der Fachwelt weitgehend Konsens besteht, dass Windkraftanlagen (WKA) zu negativen Beeinträchtigungen führen können, konnten in Bezug auf die Brutvogelbestände kein statistisch signifikanter Nachweis von erheblichen negativen Auswirkungen der Windkraftnutzung auf die Bestände von Brutvögeln erbracht werden. Tendenziell wurden die Brutbestände von Watvögeln der offenen Landschaft negativ beeinflusst, auf bestimmte brütende Singvogelarten übten jedoch Windkraftanlagen positive Wirkungen aus. Dies wurde vermutlich durch sekundäre Effekte wie Habitatveränderungen bzw. landwirtschaftliche Nutzungsaufgabe in der unmittelbaren Umgebung der WKA verursacht.

Bezüglich der rastenden Vögel waren die Auswirkungen von WKA deutlich gravierender. WKA übten jeweils signifikante negative Einflüsse auf die lokalen Rastbestände von Gänsen, Pfeifenten, Goldregenpfeifern und Kiebitzen aus.

Mit Ausnahme von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel nutzten die meisten Vögel zur Brutzeit auch die unmittelbare Umgebung von Windkraftanlagen, die Minimalabstände betrugen selten mehr als 100 m. Einige Singvogelarten besaßen die Tendenz, sich näher an größeren als an kleineren WKA anzusiedeln.

Außerhalb der Brutzeit hielten viele Vogelarten der offenen Landschaft Abstände von mehreren Hundert Metern zu WKA ein. Besonders ausgeprägt war die Störwirkung bei Gänsen und Watvögeln. In Übereinstimmung mit den publizierten umfangreichen Studien ist bei Gänsen von einer Störwirkung durch WKA von mindestens 500 m auszugehen. Die Minimalabstände, die rastende Vögel zu WKA einhielten, nahmen in den meisten Fällen mit der Größe der WKA zu. Für den Kiebitz war dieser Zusammenhang statistisch signifikant.

Eine generelle Tendenz der „Gewöhnung“ von Vögeln an Windkraftanlagen in den Jahren nach ihrer Errichtung bestand nicht. In den wenigen mehrjährigen Untersuchungen nahmen die Minimalentfernungen von Vögeln zu WKA im Verlauf der Jahre in etwa ebenso vielen Fällen ab (Hinweis auf Gewöhnung) wie zu (Hinweis auf das Fehlen von Gewöhnung).

Die Barrierewirkung von Windparks ist bisher nur vergleichsweise wenig systematisch untersucht worden. Es wird darunter das Ausweichen von Vögeln beim Anflug auf WKA während des Zuges oder bei sonstigen regelmäßig auftretenden Flugbewegungen verstanden. Eine Barrierewirkung konnte für 81 Vogelarten nachgewiesen werden. Besonders betroffen waren Gänse, Kraniche, Watvögel und kleine Singvögel. In welchem Maße die betroffenen Arten geschädigt werden (Störung des Zugablaufs, Beeinträchtigung des Energiehaushalts) ist nicht bekannt.

Die Kollisionsraten (Zahl der jährlichen Opfer pro Turbine) wurden bisher in nur relativ wenigen Fällen (in Deutschland noch fast überhaupt nicht) systematisch und methodisch einwandfrei, das heißt u. a. mit Kontrolle der Aktivität von Aasfressern, ermittelt. Die Raten variierten sowohl bei Vögeln als auch bei Fledermäusen zwischen den Windparks von 0 bis über 50. Die Verluste standen mit dem Lebensraum der Umgebung in einem engen Zusammenhang. Besonders kollisionsgefährlich für Vögel waren Windparks an Feuchtgebieten, wo vor allem Möwen unter den Opfern waren, und auf kahlen Gebirgsrücken, wo insbesondere in den USA und in Spanien viele Greifvögel verunglückten. Waldstandorte von WKA waren besonders risikoreich für Fledermäuse. Sowohl für Vögel als auch für Fledermäuse stieg (statistisch allerdings nicht signifikant) die Kollisionsrate mit der Anlagengröße.

Unter den Opfern von Windkraftanlagen befanden sich insgesamt überproportional häufig Greifvögel und Möwen. Als besonders problematisch erscheinen in Deutschland die seit Erhebungsbeginn 1989 hohen Fundzahlen von Seeadlern (13) und Rotmilanen (41). Etwa die Hälfte aller Rotmilane weltweit brüten in Deutschland, so dass sich eine besonders hohe Verantwortlichkeit für diese Art ergibt (Anhang I der EG-Vogelschutzrichtlinie). Artengruppen mit hoher Meidung von WKA (Gänse, Watvögel) verunglückten nur selten. Fledermäuse kollidierten überwiegend auf dem Zug oder während der Quartiersuche im Spätsommer und Herbst mit WKA.

Durch Simulationen von Populationen mit dem Programm VORTEX konnte gezeigt werden, dass auch schon geringe Erhöhungen der Mortalität (additive Erhöhung

um jährlich 0,1 %) zu erheblichen Populationsrückgängen führen können, wenn sie nicht durch Erhöhungen der Reproduktionsleistung aufgefangen werden. Kurzlebige Arten mit hoher Reproduktionsfähigkeit sind hiervon stärker betroffen als langlebige Arten. Letztere können allerdings Populationsverluste weniger gut durch Erhöhung der Reproduktion ausgleichen.

Die Auswirkungen des Repowering (Ersetzen kleinerer, älterer Anlagen durch große, neuere) auf Vögel und Fledermäuse werden auf Basis der bisher vorhandenen Daten und durch einfache Modellrechnungen abgeschätzt. Für die sehr großen WKA, die zukünftig eingesetzt werden, liegen allerdings noch keine Erkenntnisse vor. Nach gegenwärtigem Wissensstand dürften sich durch ein Repowering die negativen Auswirkungen von WKA auf Vögel und Fledermäuse (Störwirkung und Mortalitätsrate) dann eher verringern als verstärken, wenn die Gesamtleistung des Windparks nicht gesteigert wird, also deutlich weniger neue Anlagen installiert werden als alte vorhanden waren. Wird die Leistung eines Windparks aber um mehr als das 1,5-fache erhöht, beginnen die negativen Auswirkungen zu überwiegen. Bei einer Verdopplung der Leistung des Windparks führt das Repowering zu einer Verstärkung der Beeinträchtigungen. Auf die Chance, im Rahmen des Repowering Standorte aufzugeben, die hohe Beeinträchtigungen und Risiken für Vögel und Fledermäuse mit sich bringen, und durch unproblematische Standorte zu ersetzen, wird hingewiesen.

Zu den wirkungsvollen Maßnahmen zur Minimierung negativer Auswirkungen von Windkraftnutzung auf Vögel und Fledermäuse zählen:

- eine geeignete Standortwahl (Meidung von Feuchtgebieten, bedeutenden Rastgebieten, Wäldern und Gebirgsrücken mit hoher Greifvogeldichte),
- Maßnahmen, die dazu dienen, die Standorte von WKA möglichst wenig attraktiv für potentielle Kollisionsoffer zu machen,
- eine geeignete Konfiguration von WKA im Windpark (Aufreihung parallel und nicht quer zu den Hauptflugrichtungen von z. B. Zugvögeln)
- sowie bestimmte bauliche Vorkehrungen (Vermeidung von Gittermasten, Drahtseilen und oberirdischen elektrischen Leitungen)

Maßnahmen zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit von WKA sowie zur Beleuchtung müssen noch erprobt werden.

Trotz zahlreicher Untersuchungen besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf. So ist es dringend erforderlich, auch in Deutschland verlässliche Kollisionsraten für Vögel und Fledermäuse an WKA zu ermitteln. Dies gilt besonders für neue, große Anlagen, die im Rahmen des Repowering eingesetzt werden. Bei diesen ist unklar, ob sie durch ihre Größe und die sich daraus zwangsläufig ergebende Beleuchtung hohe Opferzahlen unter nächtlich ziehenden Vögeln verursachen, was bei den bisher eingesetzten Anlagen offensichtlich nicht der Fall ist. Bezüglich der Problematik der verunglückten Rotmilane sind ebenfalls ein spezielle Untersuchungen durchzuführen, mit dem Ziel einer Minimierung der Kollisionsrate. Die Empfindlichkeit vieler Vogelarten, die im Fokus des Naturschutzes und des öffentlichen Interesses stehen (Störche, Greifvögel, Kranich etc.) gegenüber WKA ist bisher nicht gründlich untersucht worden.

Hinsichtlich des Wissens über die Auswirkungen von Solarparks auf Vögel und Fledermäuse liegen derzeit kaum Erhebungen vor. Hierzu sollten gerade in Bezug auf die Nutzung von Solar-Freiflächenanlagen grundlegende Untersuchungen vorgenommen werden.

Summary

Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats – facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation

The purpose of this report is to compile and to evaluate the available information on the impacts of exploitation of renewable energy sources on birds and bats. The focus is on wind energy as there is only little information on the impact on birds and bats of other sources of renewable energy. The report aims at better understanding the size of the impact, the potential effects of re-powering (exchanging small old wind turbines by new big turbines), and possible measures to reduce the negative impact on birds by wind turbines. In addition the need for further research is highlighted.

The evaluation is based on 127 single studies (wind farms) in ten countries, most of them in Germany. Most studies were brief (not more than two years) and did not include the pre-construction period. Before-After Control Impact studies that combine data collection before and after, in this case construction of a wind farm, on both the proposed development site and at least one reference site were rare. In few cases only, the design of the study and the length of the study period would theoretically allow to find statistically significant effects of wind farms on birds and bats at all. Assessments of impacts, therefore, are usually based on few studies only. This report includes all studies readily available to the authors, independently of the length of the study period and the quality of the study design. In order to base the assessments on as many independent samples as possible even rather unsystematic observations were included. The information of the data was reduced to a level that justified the application of sign tests. The compilation of many different single studies gave following results:

The main potential hazards to birds and bats from wind farms are disturbance leading to displacement or exclusion and collision mortality. Although there is a high degree of agreement among experts that wind farms may have negative impacts on bird populations no statistically significant evidence of negative impacts on populations of breeding birds could be found. There was a tendency for open nesting waders to be displaced by wind farms. Some passerines obviously profited from wind farms. They probably were affected by secondary effects, e.g. changes in land management or abandonment from agricultural use next to the wind plants.

The impact of wind farms on non-breeding birds was stronger. Wind farms had significantly negative effects on local populations of geese, Wigeons, Golden Plovers and Lapwings.

With the exceptions of Lapwings, Black-tailed Godwits and Redshanks most bird species used the space close to wind plants during the breeding season. The minimal distances between observed birds and pylons rarely exceeded 100 m during the breeding season. Some passerines showed a tendency to settle closer to bigger than to smaller wind plants.

During the non-breeding season many bird species of open landscapes avoided approaching wind parks closer than a few hundred metres. This particularly held true for geese and waders. In accordance to published information disturbance of geese may occur at least up to 500 m from wind turbines. In most species during the non-breeding season, the distances in which disturbance could be noted increased with the size of the wind plants. In Lapwings this relationship was statistically significant.

There was no evidence that birds generally „habituated“ to wind farms in the years after their construction. The results of the few studies lasting longer than one season revealed about as many cases of birds occurring closer to wind farms (indications for the existence of habituation) in the course of the years as of birds occurring farer away from wind farms (indications for the lack of habituation).

The question whether wind farms act as barriers to movement of birds has received relatively little systematic scientific attention yet. Wind farms are thought to be barriers when birds approaching them change their flight direction, both on migration or during other regular flights. There is evidence for the occurrence of a barrier effect in 81 bird species. Geese, Common Cranes, waders and small passerines were affected in particular. It remains unknown, however, to what extent the disturbances by wind farms of migrating or flying birds influences the energy budgets or the timing of migration of birds.

Collision rates (annual number of killed individuals per turbine) have only rarely been studied with appropriate methods (e. g. with controls of scavenger activities). Particularly in Germany such studies are missing. Collision rates varied between 0 and more than 50 for both birds and bats. Obviously the habitat influenced the number of collisions. Birds were in high risks at wind farms close to wetlands where gulls were the most common victims and in wind farms on mountain ridges (USA, Spain) where many raptors were killed. Wind farms in or close to forests posed high collision risks on bats. For both, birds and bats, the collision risk increased with increasing size of the wind plant. The relationship, however, was not statistically significant.

Gulls and raptors accounted for most of the victims. In Germany the relatively high numbers of killed White-tailed Eagles (13) and Red Kites (41) give reason for concern. Germany hosts about half of the world population of breeding Red Kites and has a particular responsibility for this species. Bird species that were easily disturbed by wind farms (geese, waders) were only rarely found among the victims. Bats were struck by wind turbines mostly in late summer or autumn during the period of migration and dispersal.

Population models created by the software VORTEX revealed that significant decreases in size of bird and bat populations may be caused by relatively small

(0,1 %) additive increases in annual mortality rates, provided they are not counteracted by density dependent increases in reproduction rates. Short-lived species with high reproductive rates are more affected than long-lived species with low reproductive rates. The latter, however, are less able to substitute additional mortality by increasing reproductive rates.

The effects of „repowering“ (substitution of old, small turbines by new turbines with higher capacity) on birds and bats is assessed by the available data and by simple models. There is no information, however, on the effects of the newest generation of very big wind plants. According to present knowledge, repowering will reduce negative impacts on birds and bats (disturbance and mortality) if the total capacity of a wind farm is not changed (many small turbines are replaced by few big turbines). In a scenario in which the capacity of a wind farm is increased 1,5 fold, negative impacts start to dominate. In case of a doubling of wind farm capacity, repowering increases the negative impacts of the wind farm. Repowering offers the chance to remove wind farms from sites that are associated with high impacts or risks for birds and bats. New turbines could be constructed on sites that are likely to be less problematic in respect to birds and bats.

Among powerful methods to reduce the negative impacts on birds and bats of wind energy use are:

- choice of the right site for wind farms (avoidance of wetlands, woodlands, important sites for sensitive non-breeding birds and mountain ridges with high numbers of raptors and vultures),
- measures to reduce the attractivity of wind farm sites for potential collision victims,
- configuration of turbines within wind farms (placement of turbines parallel to and not across the main migration or flight directions of birds),
- construction of wind turbines: replacement of lattice towers, wire-cables and overhead power lines.

Measures to increase the visibility of wind turbines and to reduce the effects of illumination remain to be studied.

In spite of many publications on windfarms and birds there still is a great demand for further research. First of all there is an urgent need for reliable data on collision rates at wind turbines of birds and bats in Germany. This holds true particularly for the new and big turbines which will replace the present generation of wind turbines. It is still unclear whether these big and necessarily illuminated turbines pose a high collision risk to nocturnal migrants which have not yet been very much affected by smaller turbines. The high collision rates of Red Kites in Germany also urgently deserve to be studied. The aim of the research has to be a quick reduction of the collision rates. The sensitiveness against wind farms of many other bird species that are of particular nature conservation interest (storks, raptors, Cranes) has not been sufficiently studied yet.

There is hardly any information on the impacts of fields of solar panels on birds and bats. Studies should be initiated as soon as possible.

1. Einleitung

Der weitere Ausbau regenerativer Energiegewinnung ist erklärtes Ziel der Regierung der Bundesrepublik Deutschland (BMU, 2004). Es steht im Zusammenhang mit dem Bemühen, den Ausstoß klimaschädlicher Gase zu vermindern. Deutschland nimmt hinsichtlich der Nutzung der Windkraft eine Spitzenstellung ein, gefolgt von den USA (BIOCENOSE & LPO Aveyron - Grands Causses, 2002; BMU, 2004). Vor allem in den USA, aber auch in Europa, wurden jedoch bereits in der Frühphase der Windkraftnutzung Befürchtungen laut, die Windkraftanlagen (WKA) könnten sich schädlich auf die Tierwelt, insbesondere die Vögel auswirken. In den USA wurden diese Befürchtungen vor allem durch die Erfahrungen aus dem ersten großen Windpark am Altamont Pass in Kalifornien genährt, in dessen ca. 5.000 WKA seit seiner Einrichtung jährlich Hunderte von Greifvögeln zu Tode kommen. Davon betroffen sind auch geschützte Arten wie Steinadler (Orloff & Flannery, 1992). Die hohen Verluste von Greifvögeln haben zu einem Ausbaustop dieses Windparks und einer Verzögerung der Windkraftnutzung in den USA geführt (Hunt, 2002). Im Gegensatz zu den USA standen in Europa in den vergangenen Jahren eher die indirekten Auswirkungen von WKA auf Vögel im Vordergrund der Diskussion: Scheuchwirkung, Habitatverlust zur Brut- und Zugzeit, Barrierewirkung für ziehende Vögel (AG Eingriffsregelung, 1996; Crockford, 1992; Langston & Piulian, 2003; Percival, 2000; Reichenbach, 2003; Schreiber, 2000; Winkelmann, 1992b). Kollisionen von Vögeln mit WKA spielten allerdings auch in Spanien eine große Rolle, wo vor allem Gänsegeier in erheblichem Maße betroffen sind (Acha, 1998; Lekuona, 2001; SEO, 1995). Mittlerweile werden auch in Deutschland Greifvogelverluste an WKA stärker beachtet (Dürr, 2003a; Dürr, 2004). Neuere Untersuchungen in Amerika und in Europa zeigen, dass neben Vögeln auch viele Fledermäuse an WKA verunglücken können (Ahlén, 2002; Bach, 2001; Dürr & Bach, 2004; Johnson et al., 2000; Keeley, Ugoretz & Strickland, 2001).

Trotz zahlreicher Studien ist jedoch das Ausmaß der ökologischen Auswirkungen von WKA umstritten. Ein möglicher Grund hierfür ist die Heterogenität der zugrundeliegenden Untersuchungen. Sie unterscheiden sich durch die herangezogenen Parameter (Zahl getöteter und verletzter Vögel, Störwirkung), durch das Untersuchungsdesign (Datenaufnahmen vor und nach dem Eingriff, Vorhandensein von Kontrollflächen), durch Umfang und Dauer sowie durch die angewandten Auswertungsmethoden. Viele Untersuchungen sind an kaum zugänglichen Stellen oder gar nicht publiziert („graue“ Literatur). Eine Bewertung der Untersuchungen durch unabhängige Gutachter (wie bei referierten Zeitschriften üblich) hat in nur wenigen Fällen stattgefunden. In dieser Situation hat es sich als sehr schwer herausgestellt, für bestimmte Fragen konkrete und wissenschaftlich belegte Antworten zu finden. Es ist bisher kaum gelungen zu prognostizieren, welche Auswirkung eine WKA an einem bestimmten Standort auf Vögel oder Fledermäuse haben wird. Für andere Formen der Nutzung regenerativer Energie gilt Ähnliches, zumal noch erheblich weniger Forschungsergebnisse vorliegen.

Die gesellschaftliche Auseinandersetzung um insbesondere die Nutzung von Windkraft bewegt sich deshalb oft nicht auf einer sachlichen Grundlage, sondern basiert auf Vermutungen. Eine sachgerechte Diskussion ist aber die Voraussetzung für einen gesellschaftlichen Konsens bezüglich der Nutzung der Windenergie. Die hier vorgelegte Studie soll zusammen mit der parallel entwickelten Datenbank einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion liefern.

Dieser Bericht dient dazu, die in der parallel entstehenden Datenbank dokumentierten Befunde zum Thema „Einfluss regenerativer Energiegewinnung auf Vögel und Fledermäuse“ übersichtlich zusammenzustellen. Das Schwergewicht liegt dabei auf der Nutzung der Windkraft, da sich andere Formen der regenerativen Energienutzung (außer Wasserkraft) bisher noch nicht in größerem Maße etabliert haben und dementsprechend relativ wenige Erfahrungen dazu vorliegen (siehe Kap. 7 dieses Berichts).

Die Aussagen in diesem Bericht basieren auf Literaturangaben und Expertenbefragungen. Die dokumentierten Ergebnisse vieler Untersuchungen sollen in diesem Bericht nicht nur zusammengestellt, sondern ihrerseits einer Auswertung zugeführt werden. Damit soll versucht werden, die große Fülle der Beobachtungen und Daten zum Thema zu nutzen, um Fragen zu beantworten, die sich mit Einzeluntersuchungen kaum klären lassen. Die zahlreichen Untersuchungen zur Auswirkung der Windkraftnutzung erlauben es, nach Zusammenhängen zu suchen, die die negativen Auswirkungen beurteilen, erklären und vielleicht auch mindern helfen können. Die Auswertung der in Berichten und Publikationen dargestellten Daten zur Windkraft soll dazu dienen,

- das Ausmaß der Auswirkungen (möglichst auf dem Niveau von Tierpopulationen) besser beurteilen zu können,
- die potentiellen Auswirkungen eines Repowering (Ersetzen alter, kleiner WKA durch (evtl. eine geringere Zahl) größere, leistungstärkerer Anlagen) abschätzen zu können
- und auf mögliche Maßnahmen zur Verminderung negativer Auswirkungen von WKA auf Vögel und Fledermäuse hinzuweisen.

Im Einzelnen werden folgende Fragen behandelt:

- Bewirken WKA eine Bestandsveränderung von Tierpopulationen in ihrer Umgebung?
- Wie groß ist der Abstand, den Tiere zu Windkraftanlagen einhalten?
- Wirken Windparks als Barrieren für die Wanderbewegungen von Tieren?
- Welches Ausmaß hat die durch WKA verursachte Mortalität und welche Bedeutung spielen diese Verluste für die Entwicklung der Populationen?
- Wie lassen sich die negativen Auswirkungen von Windkraftanlagen vermindern?

Die Fragen werden soweit wie möglich sowohl für Vögel als auch für Fledermäuse behandelt. Für die Betrachtung der Auswirkungen der Mortalität an Windkraftanlagen werden Populationen mit Hilfe eines entsprechenden Computerprogramms simuliert. Da gegenwärtig umfangreiche Untersuchungen über mögliche Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung auf die Meeresumwelt stattfinden (Kutcher, 2002), beschränkt sich dieser Bericht weitgehend auf den Land- und Küstenbereich. Schwerpunkt der Literaturstudie war Mitteleuropa. Aus anderen Bereichen wurden nur umfassendere Publikationen hinzugezogen.

2. Material und Methode

Sowohl die Datenbank als auch die hier vorgestellten Ergebnisse basieren ausschließlich auf publizierten oder schriftlich dokumentierten Untersuchungen. Es wurden für dieses Projekt keine Daten neu aufgenommen. Im Rahmen des Projektes wurden über 450 Literaturstellen ausgewertet, das heißt überprüft und gegebenenfalls in die Tabellen der Datenbank eingefügt. Quervergleiche ergaben, dass diesen Literaturstellen 127 verschiedene Untersuchungen zugrunde lagen. Datenaufnahmen an ein und demselben Windpark, auch wenn sie in verschiedenen Jahren und von verschiedenen Personen durchgeführt worden waren, wurden als eine Untersuchung gewertet. Dies diente dazu, die Unabhängigkeit der Daten zu gewährleisten und zu vermeiden, dass dieselbe Untersuchung mehrfach gewertet wurde. Folgende Quellen wurden zur Gewinnung der Grundlagendaten für diese Studie genutzt:

Ahlén, 2002; Albouy et al., 1997; Albouy, Dubois & Picq, 2001; Anderson et al., 2000b; Bach, im Druck ; Bach, 2001; Bach, 2002; Bach, Handke & Sinning, 1999; Barrios & Rodriguez, 2004; Bergen, 2001a; Bergen, 2001b; Bergen, 2002a; Bergen, 2002b; Bergh, Spaans & Swelm, 2002; Boone, 2003; Böttger et al., 1990; Brauneis, 1999; Brauneis, 2000; Clemens & Lammen, 1995; De Lucas, Janss & Ferrer, 2004; Dulas Engineering Ltd, 1995; EAS, 1997; Erickson, Kronner & Gritski, 2003; Everaert, 2003; Everaert, Devos & Kuijken, 2002; Förster, 2003; Gerjets, 1999; Gharadjedaghi & Ehrlinger, 2001; Guillemette & Larsen, 2002; Guillemette, Larsen & Clausanger, 1999; Hall & Richards, 1962; Hormann, 2000; Hydro Tasmania, ; Isselbacher & Isselbacher, 2001; Janss, 2000; Johnson, 2002; Johnson et al., 2003; Johnson et al., 2000; Kaatz, 2000; Kaatz, 2002; Kerlinger, 2000; Ketzenberg et al., 2002; Koop, 1997; Koop, 1999; Korn & Scherner, 2000; Kowalik & Borbach-Jaene, 2001; Kruckenberg & Borbach-Jaene, 2001; Kruckenberg & Jaene, 1999; Leddy, Higgins & Naugle, 1999; Lekuona, 2001; Meek et al., 1993; Menzel, 2002; Menzel & Pohlmeier, 1999; Müller & Illner, 2002; Musters, Noordervliet & Keurs, 1996; Orloff & Flannery, 1996; Osborn et al., 1996; Pedersen & Poulsen, 1991a; Percival, 2000; Phillips, 1994; Reichenbach, 2002; Reichenbach, 2003; Reichenbach & Schadek, 2003; Reichenbach & Sinning, 2003; Sachslehner & Kollar, 1997; Scherner, 1999a; Schmidt et al., 2003; Schreiber, 1992; Schreiber, 1993a; Schreiber, 1993c; Schreiber, 1999; Schreiber, 2002; SEO, 1995; SGS Environment, 1994; Sinning, 1999; Sinning & Gerjets, 1999; Smallwood & Thelander, 2004; Sommerhage, 1997; Steiof, Becker & Rathgeber, 2002; Still, Little & Lawrence, 1996; Strickland et al., 2001b; Stübing & Bohle, 2001; Thelander & Rugge, 2000; Thelander, Smallwood & Rugge, 2003; Trapp et al., 2002; van der Winden, Spaans & Dirksen, 1999; Vierhaus, 2000; Walter & Brux, 1999; Winkelman, 1989; Winkelman, 1992a; Winkelman, 1992b; Young et al., 2003a; Young et al., 2003b

Da vor allem für Deutschland Aussagen zur Windkraft getroffen werden sollten, lag auch hier der Schwerpunkt der Recherchen. Die Verteilung der Studien über die Länder (Tab. 1) reflektiert aber auch den Umfang der Forschungsaktivitäten in den einzelnen Ländern.

Von den ausgewerteten Studien wurden mehr als zwei Drittel nur während der Betriebszeit der Windkraftanlagen durchgeführt, lieferten also keine Information über die Situation vor der Errichtung des Parks und dementsprechend nicht über

Land	Zahl der Studien
Belgien	4
Deutschland	75
Dänemark	2
Frankreich	2
Großbritannien	6
Niederlande	5
Österreich	2
Spanien	10
USA	27
Australien	2

Tabelle 1. Länder der 127 in diesem Bericht ausgewerteten Studien.

Table 1. Countries of the 127 studies evaluated in this report.

Veränderungen durch den Bau des Windparks. Räumlich getrennte Kontrollflächen, die dazu dienen können, Einflüsse der Windkraftanlagen von generell wirkenden Faktoren (z. B. erhöhte Mortalität durch Kältewinter) zu trennen, lagen ebenfalls nur in der Minderzahl der Studien vor (Tab. 2). Neunzehn der 127 Studien bezogen ausdrücklich die Bauzeit der Windparks mit ein.

Tabelle 2. Untersuchungsphasen der Studien von Windkraftanlagen.

Table 2. Designs of studies (study in pre-construction period, control site) on the impact of wind farms.

Anzahl der Untersuchungen	Untersuchungsphasen		
8	vor Baubeginn,	während der Betriebszeit	und mit räumlich getrennte Kontrollfläche
23	vor Baubeginn und	während der Betriebszeit	
9		während der Betriebszeit	und mit räumlich getrennte Kontrollfläche
87		nur während der Betriebszeit	

Fast alle Untersuchungen bezogen sich auf Windparks, nur sehr wenige auf einzeln stehende Anlagen. Das Material reichte nicht aus, um bei der Auswertung zwischen Parks und Einzelanlagen zu differenzieren.

Durchschnittlich umfassten die 127 Studien 2,8 Untersuchungsjahre, wobei ein Jahr als eine Saison (Brutzeit, Herbstzug etc.) zu verstehen ist und Studien, die über den Jahreswechsel hinweg gingen, aus rein pragmatischen Gründen als zweijährig gewertet wurden. Die Spanne betrug 1 Jahr bis zu 17 Jahre. 51 Studien, also mehr als ein Drittel, erstreckten sich nur über eine Saison (Abb.1).

Die meisten Studien bezogen sich jeweils auf mehrere Vogel- bzw. Fledermausarten. Oft wurden für jede Art mehrere Parameter (z. B. Minimalabstand zur WKA und Rastbestandsveränderung nach Errichtung des Windparks, weitere Einzelheiten siehe unten) untersucht. Eine Aufteilung nach Arten und Parameter führte zu einer Datenmatrix mit insgesamt 1789 Datensätzen. Nur etwa ein Drittel dieser Daten entstammen quantitativen Analysen, bei den übrigen Datensätzen handelt es sich um „Einzelbeobachtungen“. Viele dieser „Einzelbeobachtungen“ hatten ihren Ursprung in systematischen Untersuchungen, in deren Rahmen allerdings bestimmte Vogelarten nur selten beobachtet wurden.

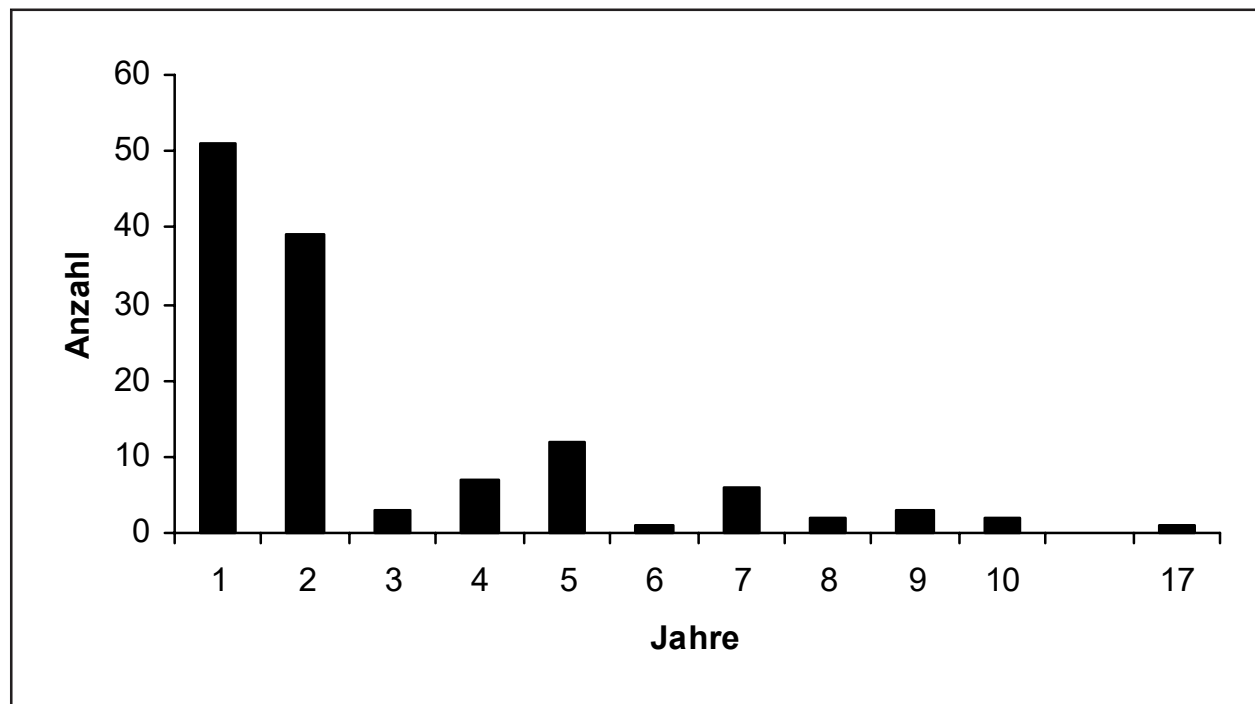


Abbildung 1. Zahl der Untersuchungsjahre von 127 Studien von Windkraftanlagen.
Figure 1. Number of study years of 127 wind farm impact studies.

Erwartungsgemäß lagen die meisten Daten von Vögeln der offenen Landschaft vor (Tabelle 3), Waldvögel waren kaum vertreten. Immerhin 39 Arten waren mit mindestens 10 Einträgen in der Datentabelle vertreten.

Die 127 ausgewerteten Studien unterschieden sich erheblich hinsichtlich des Untersuchungsansatzes und des Untersuchungsumfangs. Die Spanne reichte von Gelegenheitsbeobachtungen bis zu sehr fundierten, mehrjährigen Untersuchungen. Insgesamt liegen jedoch nur vergleichsweise wenige Studien vor, die wissenschaftlichen Ansprüchen insofern genügen, als dass sie von ihrer Anlage her für sich genommen die Möglichkeit eröffnen würden, einen Einfluss von Windkraftanlagen auf Vogelbestände statistisch zu belegen. Die Mindestansprüche für solche Untersuchungen bestehen darin, dass sie bereits vor der Errichtung beginnen und dass wenigstens zwei Jahre lang (bzw. während zweier Saisons) Daten erhoben werden, ohne dass Windkraftanlagen auf der Probefläche stehen. Die Untersuchungen während der Betriebszeit müssen wenigstens ebenso lange dauern. Zusätzlich sind Paralleluntersuchungen an einer Kontrollfläche ohne Windpark im selben Zeitraum notwendig, wobei ggf. weitere Faktoren (z. B. Landnutzung) berücksichtigt werden müssen. Diese Anforderungen gelten für den wissenschaftlichen Nachweis einer Auswirkung eines einzelnen Windparks auf Vogelbestände. Dies darf nicht mit Untersuchungen verwechselt werden, die für die Eignung eines Gebiets zur Windkraftnutzung durchzuführen sind. Hierfür gelten andere Kriterien.

Von den bisher ausgewerteten Literaturstellen wären nur diejenigen für eine formelle Meta-Analyse (Fernandez-Duque & Valeggia, 1994) geeignet, die insgesamt mindestens vier Untersuchungsjahre bzw. die entsprechende Anzahl von Kontrollflächen aufwiesen. Dies war bei einer zu geringen Anzahl der Untersuchungen der Fall, so dass nach alternativen Methoden gesucht werden musste. Zwei Vorgehensweisen boten sich an: 1. Beschränkung der Auswertung auf die Studien, deren Ergebnisse statistisch signifikant waren, und 2. Auswertung aller

	Art	Anzahl
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	80
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	55
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	47
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	40
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	39
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	37
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	35
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	35
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	33
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	32
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	28
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	26
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	25
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	25
Amsel	<i>Turdus merula</i>	22
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	22
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	20
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	18
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	15
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	15
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	14
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	14
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	14
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	14
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	14
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	13
Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>	12
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	12
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	12
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	12
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	11
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	11
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	11
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	11
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	11
Wachholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	11
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	10
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	10
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	10

Tabelle 3. Vogelarten mit mindestens 10 Einträgen in der Datentabelle.

Table 3. Bird species with at least 10 records in the data base.

Untersuchungen, unabhängig von deren Qualität und Umfang. Für die Alternative 1 standen aus den oben erwähnten Gründen ebenfalls sehr wenige Untersuchungen zur Verfügung, die keine übergeordnete statistische Analyse erlaubt hätten, so dass für die weitere Auswertung Alternative 2 gewählt wurde.

Für das weitere Vorgehen wurden alle vorhandenen Ergebnisse in die Betrachtungen einbezogen. Es wurde nicht unterschieden, ob sie aufgrund umfangreicher Untersuchungen zustande gekommen waren, oder ob ihnen nur wenige Gelegenheitsbeobachtungen zugrunde lagen. Die Verwendung aller verfügbaren Untersuchungen besitzt den Nachteil, dass bei statistischen Verfahren Gelegenheitsbeobachtungen genauso bewertet werden wie umfangreiche Untersuchungen. Nicht ausgeschlossen werden kann, dass „extreme“ Beobachtungen häufiger publiziert werden als weniger spektakuläre Begebenheiten. Begleitumstände, die für die Interpretation der Daten im Einzelfall wichtig sein könnten, werden ebenfalls nicht

in vollem Umfang berücksichtigt. Der Vorteil des Verfahrens besteht aber darin, dass die Zahl der verwendbaren Studien groß ist und die Ergebnisse deshalb nicht so sehr von den Daten einzelner, vielleicht nicht typischer, aber gut untersuchter Fälle abhängen. Die Unabhängigkeit der Daten ist ebenfalls gewährleistet. Bei einer großen Zahl von Untersuchungen erhöht sich auch die Chance, dass sich Störfaktoren „herausmitteln“.

Die statistischen Tests in diesem Bericht verwenden, wenn nicht anders erwähnt, die Nullhypothese, dass die WKA keinen Einfluss auf den betrachteten Parameter hat (z.B. Bestandsgröße vor und nach der Errichtung der WKA). Die Alternativhypothese ist, dass die WKA einen Einfluss haben. Um den Test durchzuführen wird ermittelt, in wie vielen Untersuchungen sich negative Effekte der Windkraft ergeben haben (z.B. Bestandsrückgänge). Wie bereits erwähnt, wird dabei nicht berücksichtigt wie stark diese sind oder ob sie statistisch signifikant sind. Genauso wird ermittelt, wie viele Untersuchungen positive Effekte (z.B. Bestandszunahmen) als Ergebnis haben. Neutrale Ergebnisse (z.B. gleichbleibende Bestände) werden als positive Ergebnisse gewertet. Damit soll auf der einen Seite verhindert werden, die Nutzung der Windkraft fälschlicherweise mit negativen Effekten in Zusammenhang zu bringen. Auf der anderen Seite sollen die statistischen Nachweise negativer Effekte aussagekräftiger und sicherer gemacht und nicht durch neutrale Ergebnisse „verwässert“ werden. Für den Fall, dass sich die Windkraft nicht z.B. auf Vogelbestände auswirkt, ist ein annähernd ausgeglichenes Verhältnis von positiven und negativen Effekten zu erwarten. Unterscheidet sich die Häufigkeit von positiven und negativen Effekten stark, ist von einer Wirkung der Windkraft auszugehen. Der in diesen Fällen zu verwendende statistische Test ist der Vorzeichentest bzw. der Binomialtest (Sachs, 1978). Da durch dieses Verfahren ein Teil der vorhandenen Information nicht genutzt wird (z.B. die Stärke der Effekte), ist es sehr konservativ, das heißt, dass es Unterschiede und Tendenzen nur dann aufdeckt und als signifikant ausweist, wenn diese sehr deutlich sind. Die statistischen Analysen wurden mit Hilfe des Programms SPSS 7.5 durchgeführt.

Da sich die einzelnen Vogel- und Fledermausarten hinsichtlich ihrer Biologie und Lebensraumsansprüche sehr stark voneinander unterscheiden, wurden die Auswertungen wenn möglich nach Arten getrennt vorgenommen. Nur in bestimmten Fällen erlaubte die Datenlage keine solche Differenzierung, und es mussten Artengruppen gebildet werden.

Es ist à priori davon auszugehen, dass Tiere, die sich vergleichsweise ortsfest an einem Brutort aufhalten, anders auf WKA reagieren als Tiere, die mit geringer Ortsbindung und wenigen örtlichen Erfahrungen ein Gebiet außerhalb ihrer Reproduktionszeit durchstreifen. Es wurde deshalb unterschieden, ob eine Untersuchung in der Brutzeit (Definition jeweils nach betrachteter Art) oder außerhalb derselben stattgefunden hatte. Da in den meisten zugrundeliegenden Untersuchungen nicht unterschieden wurde, welche Aktivitäten die untersuchten Tiere gerade ausübten (Nahrungssuche, Rast, Aufenthalt auf einem Schlafplatz), konnte dieser Faktor auch in diesem Bericht nicht berücksichtigt werden.

Die Aufteilung der Ergebnisse in die Kategorien „Auswirkungen auf die Bestände“, „Störwirkungen“, „Barrierewirkung für ziehende oder fliegende Vögel“ und „Kollisionen“ ergab sich im wesentlichen daraus, dass sich auch die ausgewerte-

ten Untersuchungen in diese Sparten einteilen ließen und andere Parameter nur selten untersucht wurden. Im Falle der „Störwirkungen“ wurden am Boden befindlicher oder jagender Vögel und Fledermäuse untersucht und auch deren Minimalabstände zu WKA betrachtet; im Falle der „Barrierewirkung“ handelte es sich um fliegende Vögel auf dem Zuge und/oder um regelmäßige Flüge z.B. zwischen Nahrungs- und Schlafplätzen.

3. Auswirkung der Windkraft auf Wirbeltiere

3.1 Non-letale Wirkungen von WKA (Störungen, Verdrängung, Habitatverlust) auf Vögel

3.1.1 Bestandsveränderungen durch WKA

Zunächst soll der Frage nachgegangen werden, ob sich eine Auswirkung von WKA auf die Bestände von Vögeln nachweisen lässt. Dabei wurden nur die am Boden oder in der Vegetation rastenden, nahrungssuchenden oder brütenden Vögel berücksichtigt. Die Vögel auf ihrem Zug oder bei regelmäßigen Zugbewegungen werden in Kap. 3.1.3 behandelt. Da nur relativ wenige Windkraftstudien einen Vorher-Nachher-Vergleich zulassen (siehe Tab. 2), wurden auch die Untersuchungen herangezogen, die die Vogelbestände auf einem im Betrieb befindlichen Windpark mit den Beständen gleichartiger Flächen in der näheren Umgebung vergleichen. Jede einzelne dieser Untersuchungen ist für sich genommen nicht dazu geeignet, Effekte der Windkraftnutzung nachzuweisen, da die Lebensraumausstattung von Kontrollflächen natürlich nie absolut identisch mit der der Untersuchungsflächen ist. Selbst ein Vorher-Nachher-Vergleich ist für sich noch nicht beweiskräftig, da auch andere Gründe als die Windkraft für die beobachteten Bestandsveränderungen verantwortlich sein könnten, beispielsweise das Wetter oder überregionale Trends. Da, wie bereits oben erwähnt, die Untersuchungen sehr unterschiedlich waren, wurde für die Auswertung lediglich berücksichtigt, ob die WKA einen positiven oder negativen Effekt ausübten. Als negative Effekte wurden gewertet: Bestandsrückgänge nach dem Bau der WKA, verminderte Bestände im Windpark oder dessen unmittelbarer Umgebung im Vergleich zu Kontrollflächen. Als positive Effekte wurden dementsprechend Bestandszunahmen nach dem Bau der WKA bzw. erhöhte Bestände im Bereich der WKA gewertet. Wie stark der Effekt war und wie gut er belegt war, wurde nicht berücksichtigt. Waren keine Bestandsunterschiede erkennbar, wurde der Effekt als „positiv“ gewertet. Es sollte so verhindert werden, fälschlicherweise negative Effekte aufzuzeigen (s. o.).

Wenn keine Auswirkung der Windkraft vorhanden wäre, wäre ein ausgeglichenes Verhältnis von positiven und negativen Effekten zu erwarten. Ob diese Erwartung auch im statistischen Sinn erfüllt wurde, wurde mit Vorzeichentests, deren Nullhypothese die Gleichverteilung der Daten war, überprüft (Tab. 4).

Es lagen bei 40 Arten ausreichend viele Untersuchungen (mindestens sechs) für statistische Tests vor (Tab. 4). Zur Brutzeit konnte für keine Vogelart eine negative Auswirkung von WKA auf die Bestände nachgewiesen werden. Lediglich die untersuchten Wat- und Hühnervögel zeigten in der überwiegenden Zahl der Fälle geringere Bestände in Zusammenhang mit WKA. Bei den übrigen Arten überwogen positive bzw. neutrale Effekte. Zwei im Schilf brütende Vogelarten (Schilfrohrsänger und Rohrammer) zeigten sogar signifikant häufiger positive bzw. neutrale Reaktionen gegenüber WKA als negative.

Tabelle 4. Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Vogelbestände, Anzahlen positiver und negativer Effekte (Details siehe Text). Auswertung von Literaturstellen. Letzte Spalte: Ergebnisse von Vorzeichentests (statistisches Signifikanzniveau), ns: nicht signifikant. Grau hinterlegte Zeilen: negative Effekte überwiegen.

Table 4. Impacts of wind farms on bird populations as revealed from literature. The figures show numbers of studies showing positive or negative effects. Positive effect: 1) Density of birds higher or equal after construction of the wind farm or 2) density of birds close to wind farm higher than or equal to density to control sites. Grey shadings indicate predominating negative effects. The last column gives the result of sign tests.

Art		Nicht negative Effekte	Negative Effekte	Stat. Sign.
Brutzeit				
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	6	5	ns
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	3	3	ns
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	4	5	ns
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	1	5	ns
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	5	6	ns
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	2	9	ns
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	6	7	ns
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	11	18	ns
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	15	15	ns
Wiesenpiper	<i>Anthus pratensis</i>	15	7	ns
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	7	3	ns
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	4	4	ns
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	2	6	ns
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>	5	1	ns
Amsel	<i>Turdus merula</i>	5	4	ns
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	5	1	ns
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	4	2	ns
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	4	2	ns
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	8	0	0,05
Teichfrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	6	1	ns
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	6	4	ns
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	8	4	ns
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	4	3	ns
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	4	5	ns
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	10	2	0,05
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	2	6	ns
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	6	2	ns
Amsel	<i>Turdus merula</i>	5	4	ns
Außerhalb der Brutzeit (Rastbestände)				
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	5	1	ns
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	0	9	0,01
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3	7	ns
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	2	6	ns
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	3	4	ns
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	10	10	ns
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	13	7	ns
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	11	19	ns
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	4	3	ns
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	12	29	0,05
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	8	21	0,05
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	3	5	ns
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	2	4	ns
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	14	5	ns
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1	6	
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	4	2	ns
Wachholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	1	5	ns
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	17	5	0,05
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	12	7	ns
Gänse		1	12	0,01

Für die Untersuchungen außerhalb der Brutzeit ergab sich ein deutlich anderes Bild. Die negativen Auswirkungen der WKA dominierten und für Gänse (Bless-, Saat, Grau- und Nonnengänse zusammengefasst), Pfeifenten, Kiebitze und Goldregenpfeifer ergab sich jeweils statistisch gesichert mehr negative als positive Effekte. Eine Ausnahme war der Star, für den signifikant mehr positive (bzw. neutrale) Effekte gezählt werden konnten.

Insgesamt bestätigt sich damit das auch schon zuvor bekannte Bild mit eher geringen Auswirkungen von WKA auf Brutvögel und deutlicheren Auswirkungen auf Gastvögel (Langston, 2002; Reichenbach, 2003), die hier auch statistisch nachgewiesen werden konnten.

3.1.2 Mindestabstände von Vogelvorkommen zu Windkraftanlagen

In vielen Studien wird über die Scheuchwirkung von WKA berichtet. Es werden Abstände genannt, die Vögel zu Windkraftanlagen einhalten. Für insgesamt 28 Arten lagen jeweils mindestens fünf Untersuchungen vor, aus denen in Tab. 5 Mediane und Mittelwerte der Minimalentfernungen berechnet werden konnten. Die Untersuchungen sind zum Teil dieselben, die im Kapitel zuvor für die Analyse der Auswirkungen der WKA auf die Bestände verwendet wurden.

Die Daten weisen eine sehr große Streuung auf. Dies zeigt sich sowohl beim Vergleich zwischen den Arten als auch innerhalb der einzelnen Arten. So sind die Standardabweichungen (als Maß der Streuung) in Tab. 5 teilweise sehr hoch. Auch die grafische Darstellung einiger Ergebnisse (Abb. 2 bis 13) belegt die hohe Varianz. Die Gründe hierfür liegen darin, dass auch Gelegenheitsbeobachtungen verwendet wurden, die naturgemäß eine höhere Streuung aufweisen, und darin, dass es große Unterschiede zwischen den einzelnen Windparks gab (mehr dazu siehe unten).

Trotz der großen Streuung lassen sich einige Tendenzen klar erkennen. Während der Brutzeit waren geringere Meidungsabstände zu erkennen als außerhalb der Brutzeit. Lediglich einige Watvogelarten mieden offensichtlich zu allen Zeiten die Nähe von Windkraftanlagen. Der außergewöhnlich hohe Wert für die Uferschnepfe (Tab. 5) hängt sicherlich auch damit zusammen, dass diese Art insgesamt relativ selten ist, so dass hohe Abstände der Brutplätze von Windkraftanlagen auch durch Zufälle entstehen konnten. Ein direkter Nachweis, dass Uferschnepfenbestände von Windkraftanlagen vermindert werden, konnte bisher nicht erbracht werden (Ketzenberg et al., 2002). Die Diagramme brütender Feldlerchen und Rohrammern zeigen, dass nur ausnahmsweise Abstände von mehr als 200 m beobachtet wurden und sich die Mehrzahl der Vögel auch im unmittelbaren Bereich der WKA aufhielt.

Außerhalb der Brutzeit wurden generell höhere Mindestabstände zu WKA festgestellt. Vögel der offenen Landschaft, also Gänse, Enten und Watvögel hielten erwartungsgemäß im Allgemeinen Abstände von mehreren Hundert Metern zu WKA ein. Besonders empfindlich waren Gänse. Bemerkenswerte Ausnahmen waren Graureiher, Greifvögel, Austernfischer, Möwen, Stare und Krähen, die oft dicht an

Tabelle 5. Minimalabstände verschiedener Vogelarten zu Windkraftanlagen. Auswertung verschiedener Studien. SD: Standardabweichung.

Table 5. Minimal distances to wind farms in studies of different bird species.

Art		Anzahl Studien	Median	Mittelwert	SD
Brutzeit					
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	8	113	103	56
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	5	300	436	357
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	8	25	85	113
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	13	100	108	110
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	6	188	183	111
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	20	100	93	71
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	9	0	41	53
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	7	50	89	107
Amsel	<i>Turdus merula</i>	5	100	82	76
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	50	42	40
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	5	50	42	40
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	7	0	14	24
Teichfrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	11	25	56	70
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	9	25	56	68
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	9	100	79	65
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	13	25	56	70
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	5	125	135	29
Außerhalb der Brutzeit					
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	6	30	65	97
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	9	300	311	163
Schwäne		8	125	150	139
Gänse		13	300	373	226
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	9	200	161	139
Tauchenten		12	213	219	122
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	15	25	50	53
Turnfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	14	0	26	45
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	24	190	212	176
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	6	15	55	81
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	32	135	260	410
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	5	300	403	221
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	22	135	175	167
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	5	100	160	195
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	6	50	113	151
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	15	0	97	211
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	6	0	38	59
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	16	0	30	54
Askrähe	<i>Corvus corone</i>	16	0	53	103

WKA oder innerhalb von Windparks beobachtet werden konnte. Für die empfindlichen Arten lässt sich aus Tab. 5 ein Mindestabstand von 400m bis 500m von WKA zu Rastplätzen ableiten. Bei höheren Abständen dürfte es nur noch ausnahmsweise zu Beeinträchtigungen kommen. Die Ergebnisse decken sich damit weitgehend mit den Resultaten der umfangreicheren Einzelstudien zum Thema (Kruckenberg & Jaene, 1999; Reichenbach, 2003; Schreiber, 1993b; Schreiber, 1999).

Bei der Beurteilung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass für nur relativ wenige Arten eine größere Anzahl von Untersuchungen ausgewertet werden konnte. Viele Arten sind nicht oder kaum untersucht. Dies gilt besonders auch für Arten, die in der öffentlichen Diskussion stehen (Störche, Greifvögel, Kranich). Die Liste der gegenüber WKA störepfindlichen Arten ist also keinesfalls abgeschlossen.

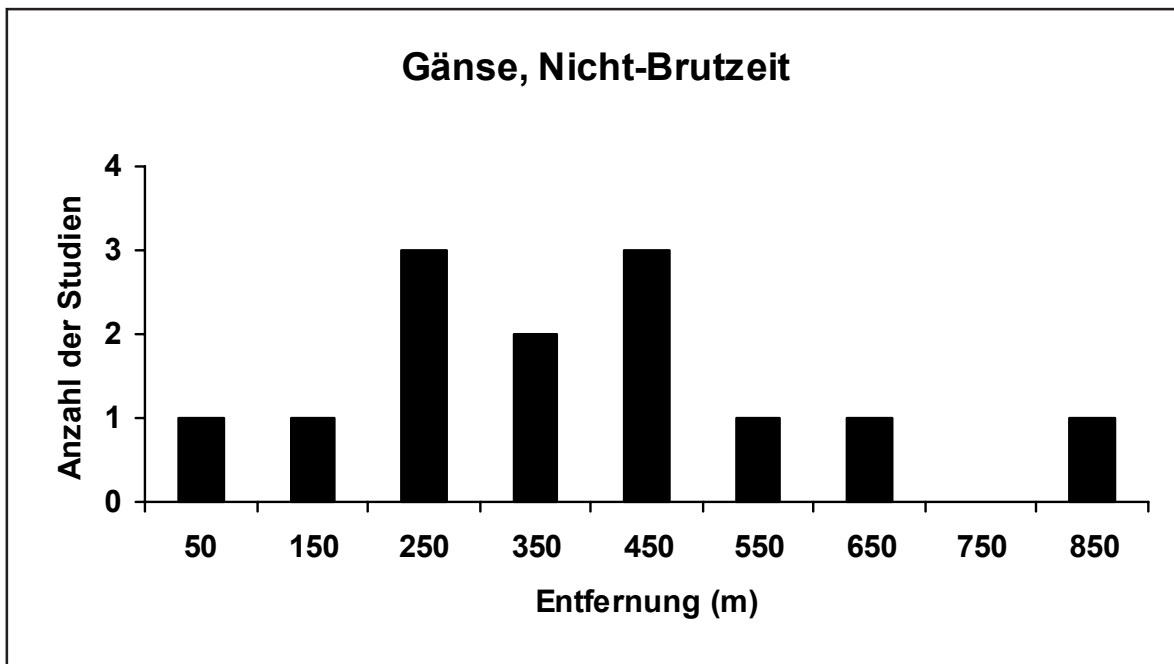


Abbildung 2. Minimalabstände von Gänse-Rastvorkommen zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 2. Minimal distances to wind farms of geese during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

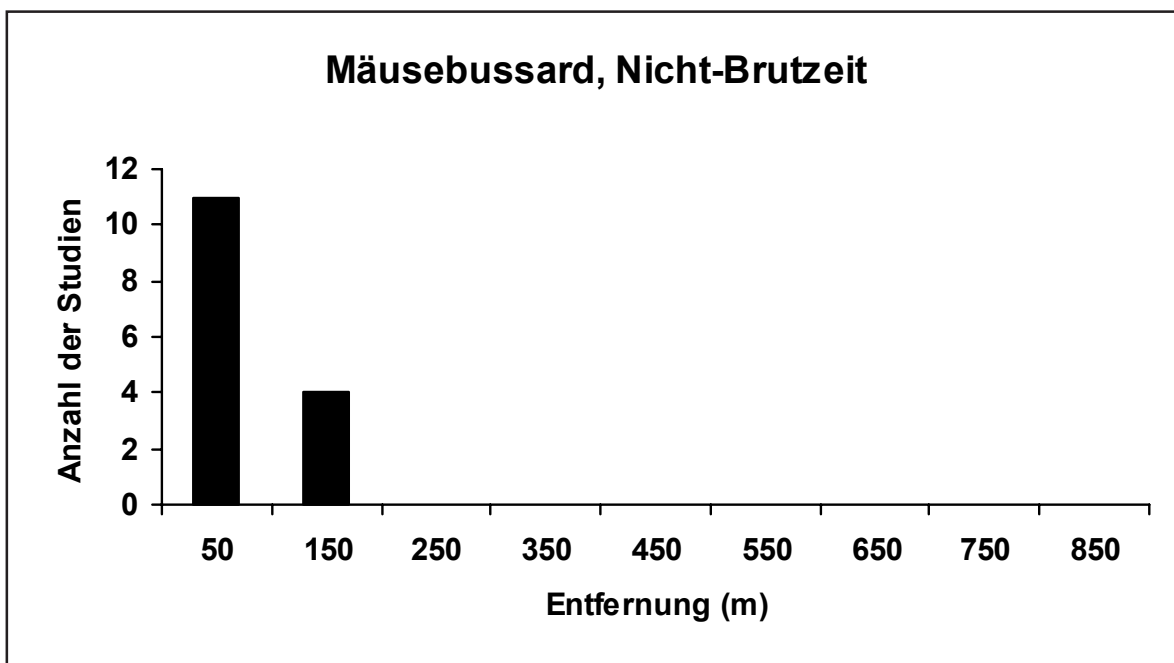


Abbildung 3. Minimalabstände von Rastvorkommen des Mäusebussards zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 3. Minimal distances to wind farms of Common Buzzards during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

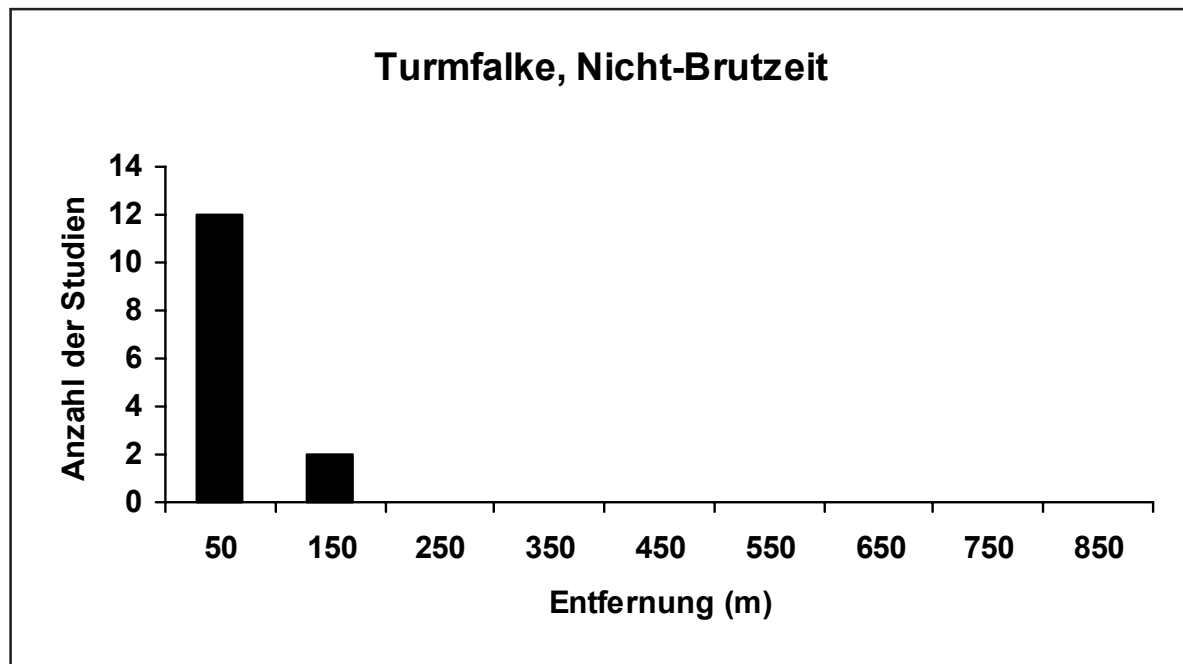


Abbildung 4. Minimalabstände von Rastvorkommen des Turmfalken zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 4. Minimal distances to wind farms of Kestrels during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

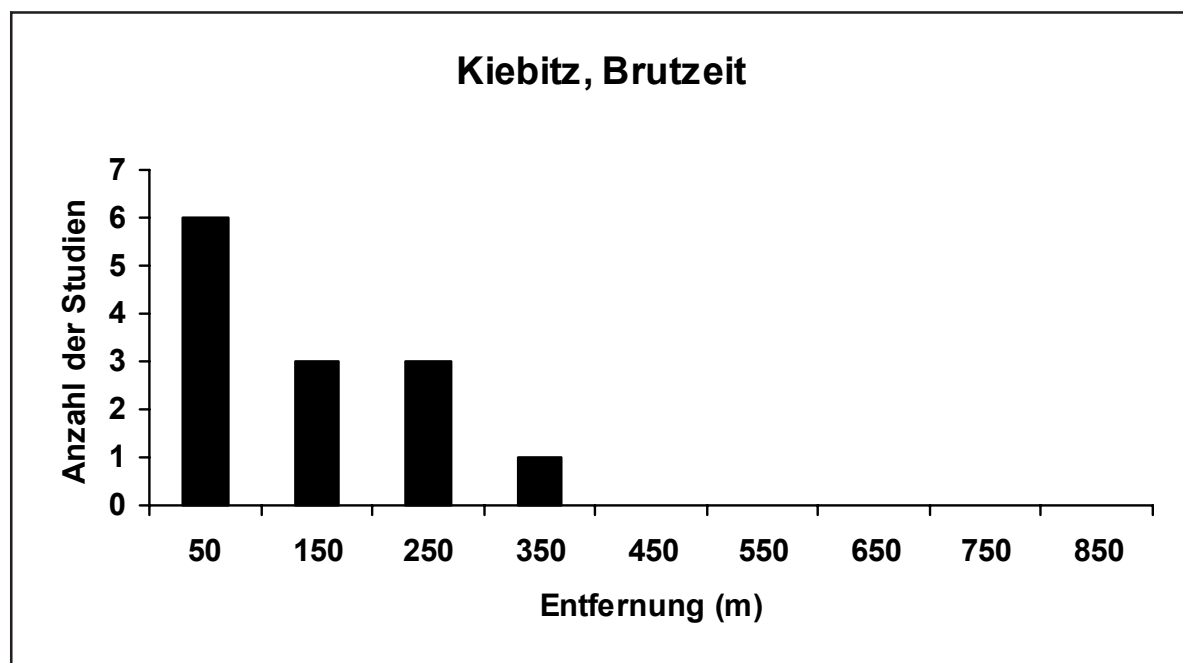


Abbildung 5 . Minimalabstände von Rastvorkommen des Kiebitz' zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 5. Minimal distances to wind farms of Lapwings during the breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

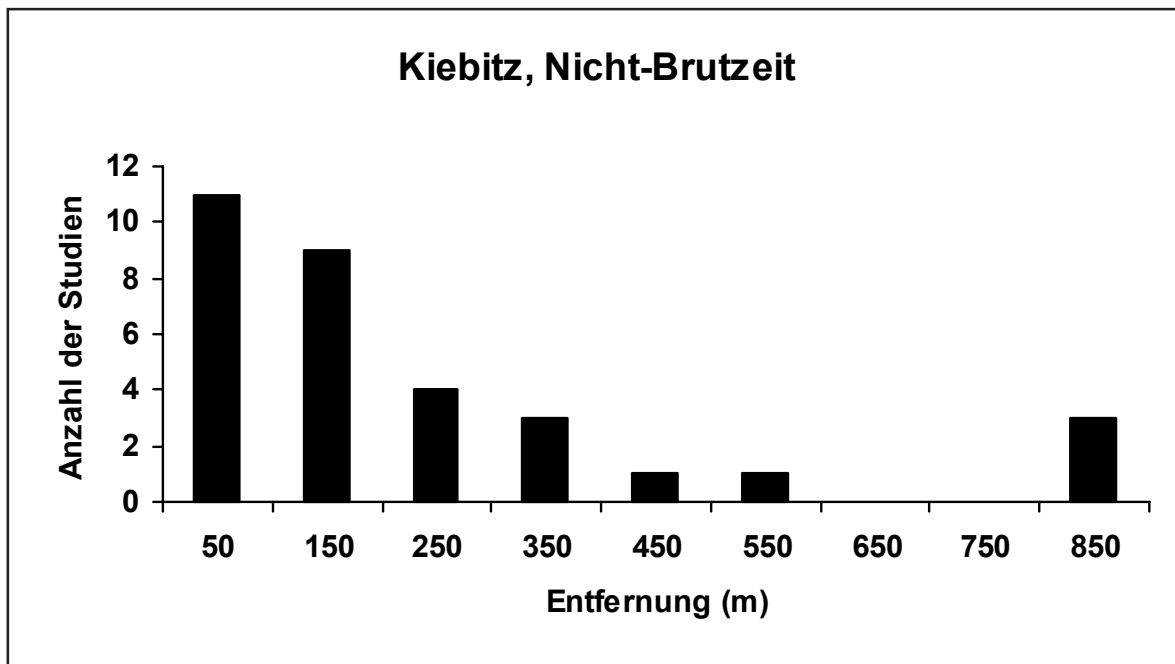


Abbildung 6. Minimalabstände von Rastvorkommen des Kiebitzes zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 6. Minimal distances to wind farms of Lapwings during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

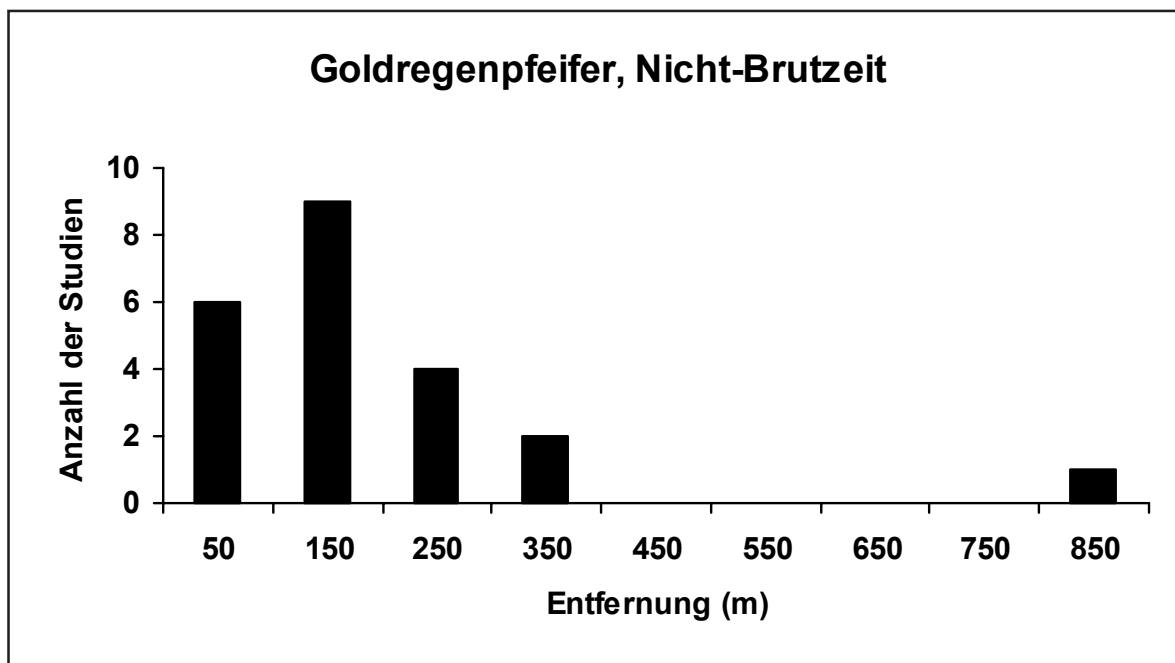


Abbildung 7. Minimalabstände von Rastvorkommen des Goldregenpfeifers zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 7. Minimal distances to wind farms of Golden Plovers during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

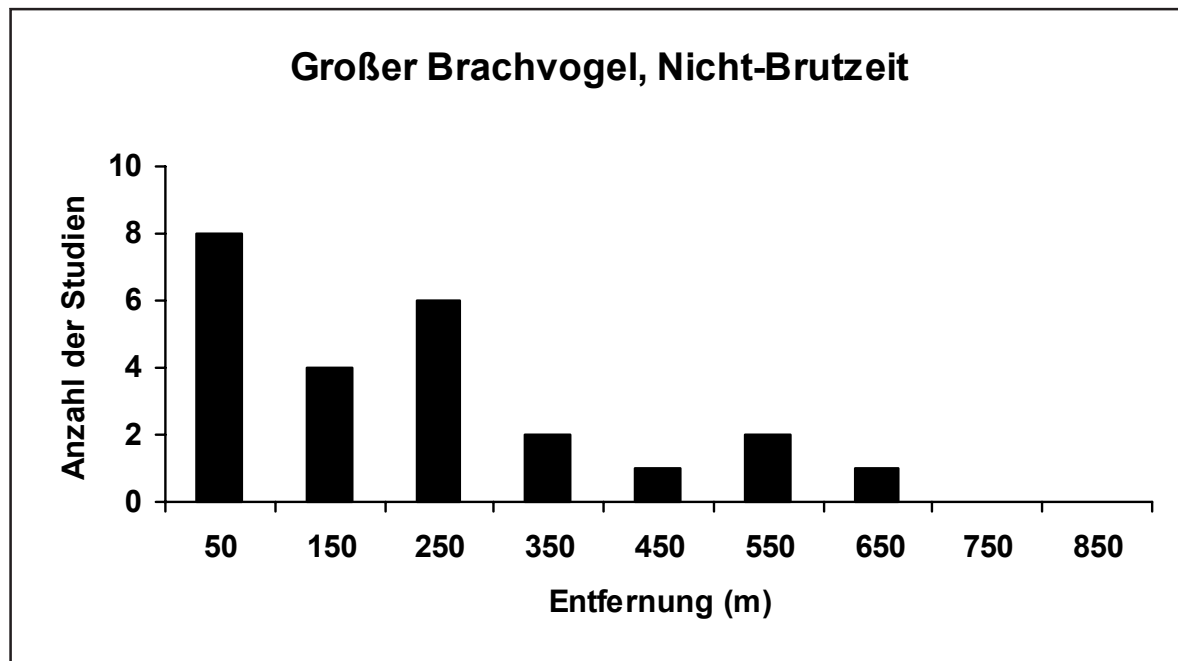


Abbildung 8. Minimalabstände von Rastvorkommen des Großen Brachvogels zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 8. Minimal distances to wind farms of Curlews during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

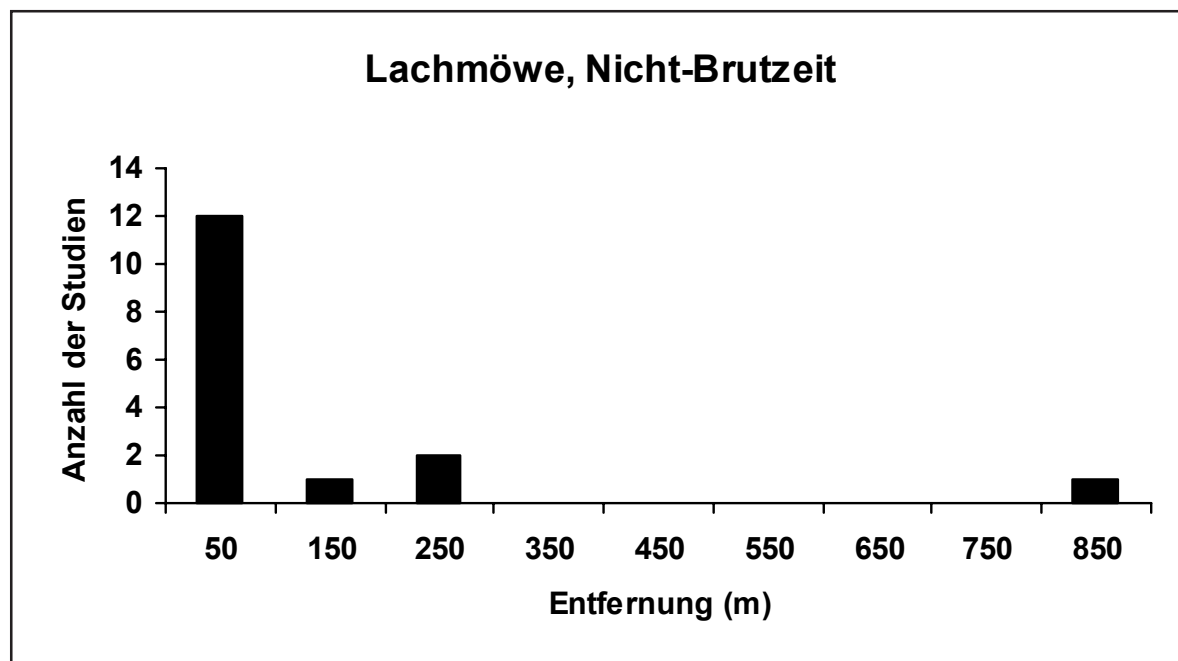


Abbildung 9. Minimalabstände von Rastvorkommen der Lachmöwe zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 9. Minimal distances to wind farms of Black-headed Gulls during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

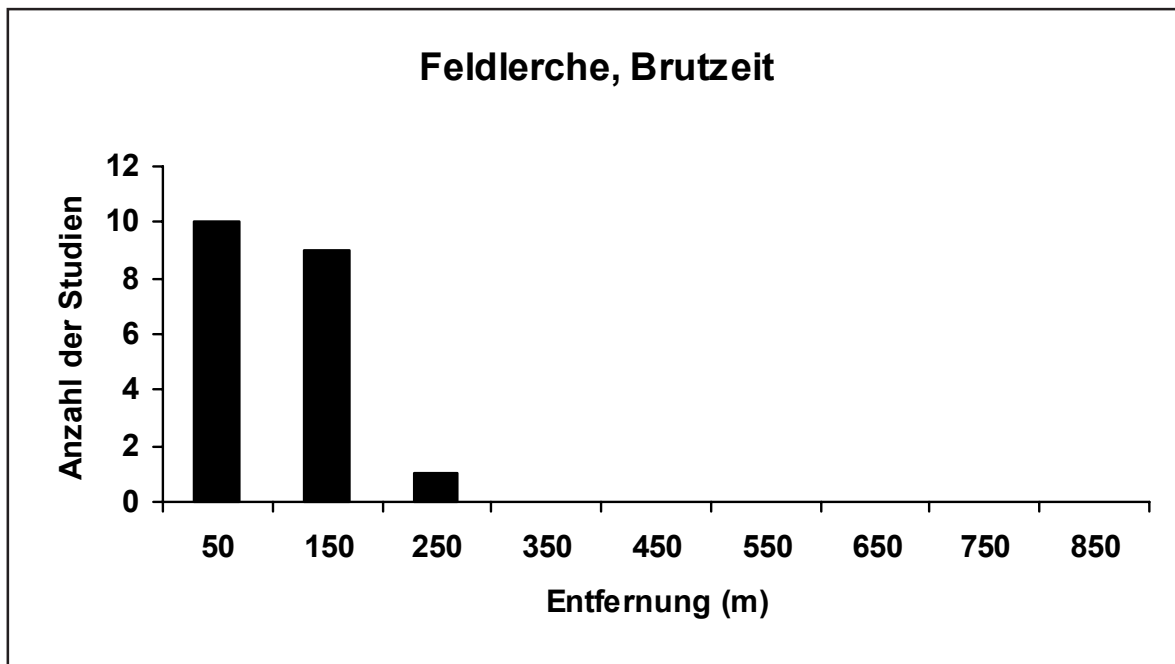


Abbildung 10. Minimalabstände von Brutvorkommen der Feldlerche zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 10. Minimal distances to wind farms of Skylarks during the breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

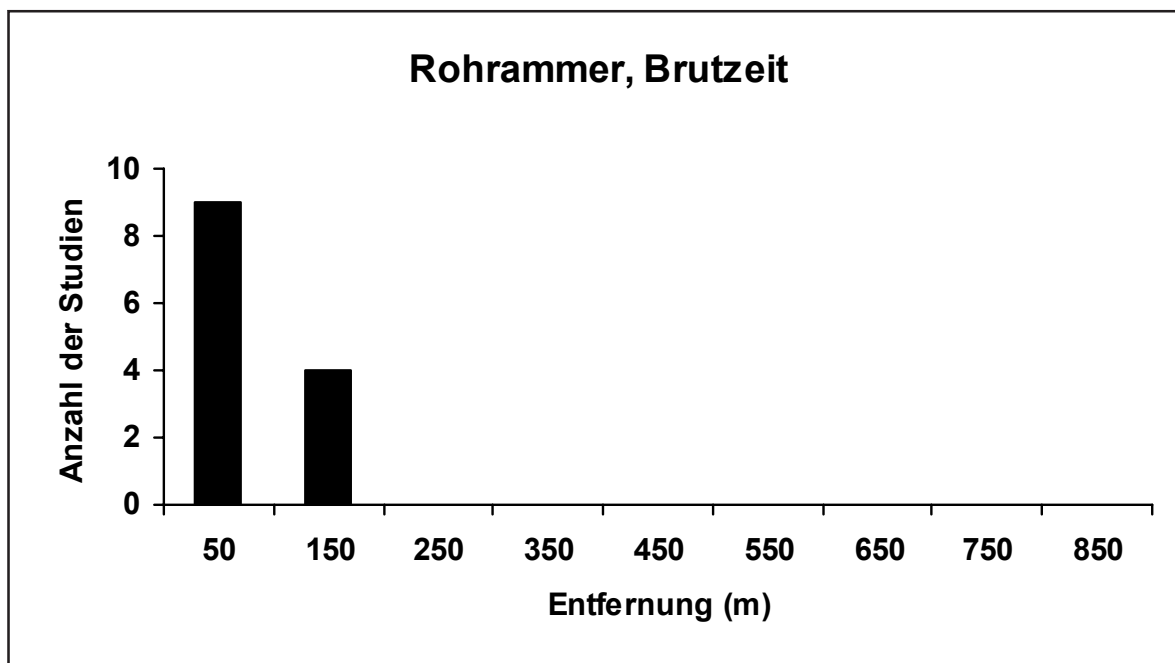


Abbildung 11. Minimalabstände von Brutvorkommen der Rohrammer zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 11. Minimal distances to wind farms of Reed Buntings during the breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

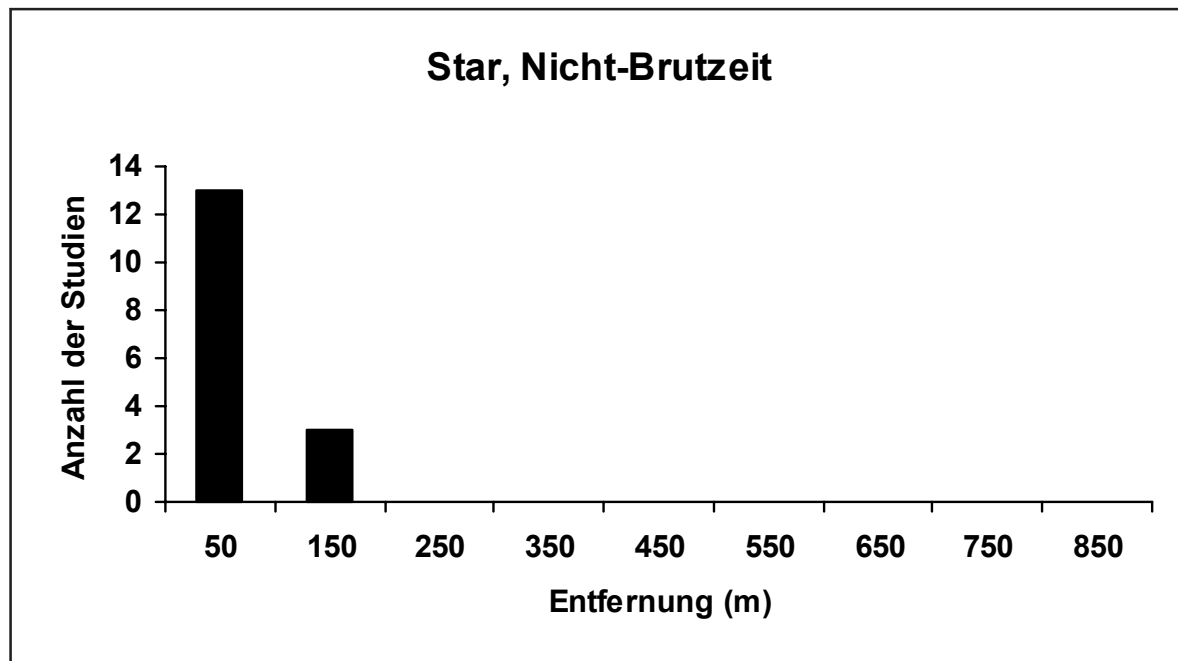


Abbildung 12. Minimalabstände von Rastvorkommen des Stares zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 12. Minimal distances to wind farms of Starlings during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

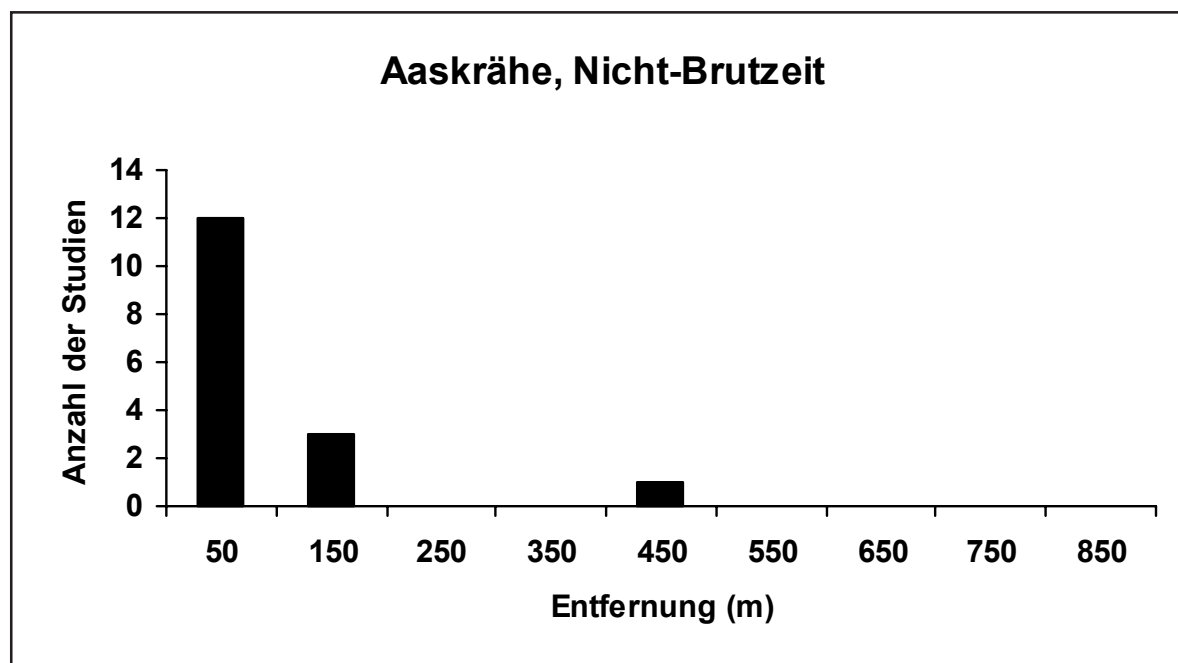


Abbildung 13. Minimalabstände von Rastvorkommen der Aaskrähe zu Windkraftanlagen. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Studien (Ordinate), bei denen die auf der Abszisse markierte Minimalentfernungen bzw. Wirkungsabstände für die Störung festgestellt wurden.

Figure 13. Minimal distances to wind farms of Carrion Crows during the non-breeding season. The heights of the columns show the numbers of studies. The minimum distances to wind farms (or the distances up to which disturbances could be noticed) are shown on the x-axis.

Gewöhnung von Vögeln an WKA

Tiere können sich an bestimmte, immer wiederkehrende Störreize gewöhnen. Im Falle von WKA könnte dies bedeuten, dass sich die Abstände, die Vögel von den Anlagen einhalten, in den Jahren nach deren Bau verringern. Die negativen Auswirkungen der WKA würden damit geringer, weniger Vögel würden aus ihrem Bereich verdrängt. Der Begriff „Gewöhnung“ wird hier nicht im strengen verhaltenskundlichen Sinne sondern umgangssprachlich benutzt. In der Ethologie wird die Fähigkeit eines Tieres, sich an wiederholt auftretende Reize, die weder mit positiven noch negativen Folgen verbunden sind, zu gewöhnen und nicht mehr auf sie zu reagieren, als Gewöhnung bezeichnet (Immelmann, 1976). In diesem Text wird mit dem Begriff das Phänomen beschrieben, dass sich Vögel im Laufe der Zeit stärker an WKA annähern können. Der Nachweis, ob dies auf einer Gewöhnung auf individueller Basis beruht, konnte dabei nicht erbracht werden.

In insgesamt 11 Studien lagen verwertbare Daten aus mindestens zwei Jahren nach der Errichtung der WKA vor. Da pro Studie oft mehrere Arten betrachtet wurden, ergaben sich daraus 122 Datensätze. In nur wenigen der zugrundeliegenden Studien wurde das Thema „Gewöhnung“ explizit untersucht. Wenn Beobachtungen vorlagen, die auf eine Gewöhnung hindeuteten (Annäherung an die WKA nach einigen Jahren; Bestandserhöhung im Bereich von WKA einige Jahre nach deren Bau), konnte zumeist nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass diese durch andere Faktoren wie z.B. Habitatveränderungen ausgelöst wurden. Auch wegen der sehr unterschiedlichen Qualität der Daten wurde wiederum das Verfahren gewählt, das auch vielen anderen Auswertungen dieses Berichtes zugrunde liegt. Es wurden die Fälle gezählt, die auf eine Gewöhnung hindeuten (siehe oben) und der Zahl der Fälle gegenübergestellt, die nicht auf eine Gewöhnung hindeuten. Würden die Fälle mit Gewöhnung stark überwiegen, könnte man von einem verbreiteten Phänomen sprechen. Wäre das nicht der Fall, würden sich also die Fälle mit oder ohne Gewöhnung die Waage halten oder gar die Fälle ohne Gewöhnungseffekte überwiegen, müsste angezweifelt werden, dass sich Vögel in großem Umfang an WKA gewöhnen.

Bezüglich der Brutvögel gibt es in 38 von 84 Fällen Hinweise auf eine Gewöhnung an WKA, das entspricht 45%, also weniger als der Hälfte. Für die Rastvögel lauten die entsprechenden Werte 25 von 38 Fällen. Rastvögel schienen sich also in mehr als der Hälfte der Fälle (66%) an WKA zu gewöhnen. Keines der Ergebnisse weicht jedoch statistisch signifikant von einer Zufallsverteilung ab, also einem Gleichstand von Fällen mit und ohne Gewöhnung.

Nur in wenigen Fällen lag eine ausreichende Datenbasis für einzelne Arten vor (Tab. 6). Für Kiebitze in der Brutzeit deuteten die Ergebnisse von sechs Studien darauf hin, dass keine Gewöhnung vorlag während zwei Studien eine Gewöhnung vermuten ließen. Außerhalb der Brutzeit wiesen drei von fünf Studien auf eine Gewöhnung hin. Für Feldlerchen und Wiesenpieper lagen jeweils sechs Studien zur Brutzeit vor, von denen jeweils drei auf eine Gewöhnung deuteten.

Die beobachteten Gewöhnungseffekte waren in den meisten Fällen sehr gering. Auch wenn es in einzelnen Fällen nicht ausgeschlossen werden kann, dass es tatsächlich Gewöhnungen von Vögeln an WKA gibt, wird jedoch aus den vorhande-

Tabelle 6. Anzahl der Studien mit und ohne Hinweise auf Gewöhnung (zu- oder abnehmende Abstände zu WKA) im Verlauf mehrjähriger Untersuchungen.

Table 6. Numbers of studies with and without indications of habituation of birds to wind farms. A decreasing minimal distance between birds and wind farms in the course of study years is considered as an indication of habituation, the reverse is considered as the lack of habituation.

Art		Anzahl der Fälle ohne Hinweise auf Gewöhnung (zunehmende Abstände zu WKA)	Anzahl der Fälle mit Hinweisen auf Gewöhnung (abnehmende Abstände zu WKA)
Brutzeit			
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	0	2
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	0	4
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	0	1
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	0	1
Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	0	1
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	2	2
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	0	1
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	1	0
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	1	2
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	3	1
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	6	2
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1	0
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	3	3
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	3	3
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1	0
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	0	2
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	0	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	0	1
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0	1
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	1	2
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>	1	1
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	0
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	1	0
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	0	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1	0
Amsel	<i>Turdus merula</i>	1	0
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	1	0
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	1	1
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1	2
Teichfrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	2
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	1	0
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	1	0
Mönchsgasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0
Gartengasmücke	<i>Sylvia borin</i>	1	0
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	1	0
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	0
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	1	0
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	1	0
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	1	0
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	1	0
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	2	0
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	0	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	1	0
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	0	1
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	1	0
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1	0
Außerhalb der Brutzeit			
Blessgans	<i>Anser albifrons</i>	1	0
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	0	1
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	0	1
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	0	2
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>	0	2
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	1	0
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	1	1
Turnfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	1	1
Bläßralle	<i>Fulica atra</i>	0	1
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	0	1
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	4	0
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	2	3
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	1	3
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	1	1
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	1	0
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	1	1
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1	1
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	1	0
Askrähe	<i>Corvus corone</i>	1	2

nen Daten klar, dass es sich nicht um ein weit verbreitetes Phänomen mit hoher Wirksamkeit handelt.

Die Beobachtung einer im Verlauf der Jahre zunehmende Auswirkung von WKA könnte dadurch zustande gekommen sein, dass unmittelbar nach der Errichtung der WKA die dort lebenden Vogelbrutpaare ihr Revier wegen ihrer hohen Orts-treue nicht aufgeben. Wegen der durch die WKA verringerten Attraktivität ihrer Reviere gibt es aber keine Reviernachfolger, so dass sich mit der Zeit ein Gebiet ausgedünnter Siedlungsdichte um die WKA ergibt. Ob solche Phänomene tatsächlich auftreten, kann bei der gegenwärtigen Datenlage nicht entschieden werden.

Mindestabstände und Größe der WKA

Wie bereits oben erwähnt, unterschieden sich die Windparks deutlich hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Vogelbestände. Es liegt nahe, dass die Größe der WKA für wenigstens einen Teil dieser Unterschiede verantwortlich ist. Die Frage, wie sich die Größe von WKA auf die Mindestabstände auswirken, die Vögel zu ihnen einhalten, ist auch im Hinblick auf das Repowering sehr relevant.

Die Nabenhöhe (Höhe der Masten) von WKA ist möglicherweise die für die Auswirkungen auf Vögel wichtigste Größe. Die Nabenhöhe ist eng mit der Leistung der WKA korreliert. Für die in dieser Untersuchung berücksichtigten WKA ergab sich folgende statistisch signifikante Beziehung (Regressionsfunktion, Abb. 14):

$$\text{Nabenhöhe (m)} = 65,22 \times \text{Leistung (MW)}^{0,457}$$

$$R^2 = 0,73 \text{ (n= 78; p<0,001)}$$

(R: Korrelationskoeffizient, n=Stichprobenumfang, p: Irrtumswahrscheinlichkeit)

Für die Vogelarten, für die Abstandsbeobachtungen an wenigstens vier verschiedenen Windparks vorlagen (Minimalzahl für die Möglichkeit, ein statistisch signifikantes Ergebnis zu erlangen), wurden die Beziehungen zwischen der Nabenhöhe und den Minimalabständen berechnet und in Tab. 7 dokumentiert.

Bis auf den Kiebitz außerhalb der Brutzeit (Abb. 15) ließ sich keines der Ergebnisse statistisch absichern. Kiebitze außerhalb der Brutzeit reagieren offensichtlich sehr empfindlich auf besonders große WKA. Der Zusammenhang zwischen der Höhe der WKA und dem Mindestabstand war annähernd linear.

Auch wenn sich die übrigen in Tab. 7 dargestellten Ergebnisse in jedem Einzelfall nicht statistisch sichern lassen, zeigen sie jedoch in ihrer Gesamtheit ein klares Ergebnis. Für die Brutvögel, insbesondere alle Singvögel, aber auch Austernfischer und Rotschenkel wirken höhere WKA weniger abschreckend als kleinere. Lediglich für Kiebitze und Uferschnepfen zeigt sich eine stärkere Meidung größerer Anlagen.

Für die Rastvögel ergibt sich ein anderes Bild. Mit wenigen Ausnahmen (Graureiher, Tauchenten, Austernfischer und Bekassine) waren hier die Minimalabstände um so größer, je höher die Anlagen waren. Es liegt die Vermutung nahe, dass die

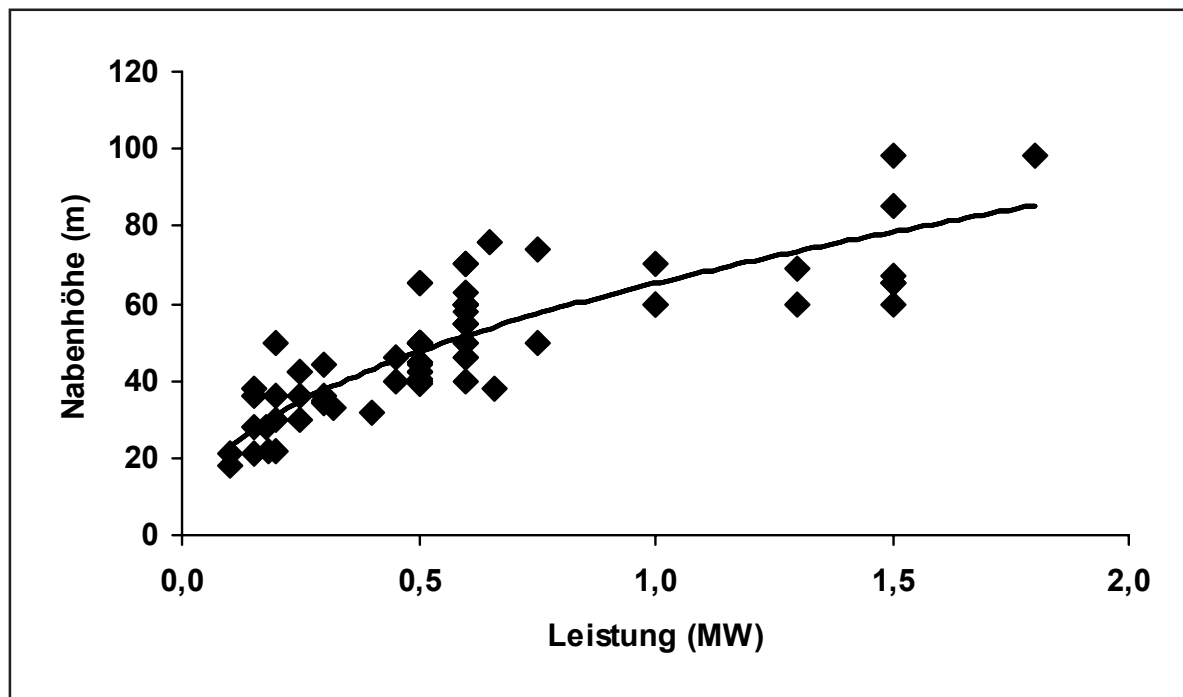


Abbildung 14. Zusammenhang zwischen Nabenhöhe und Leistung von Windkraftanlagen.
Figure 14. Relationship between tower height and power capacity of wind turbines.

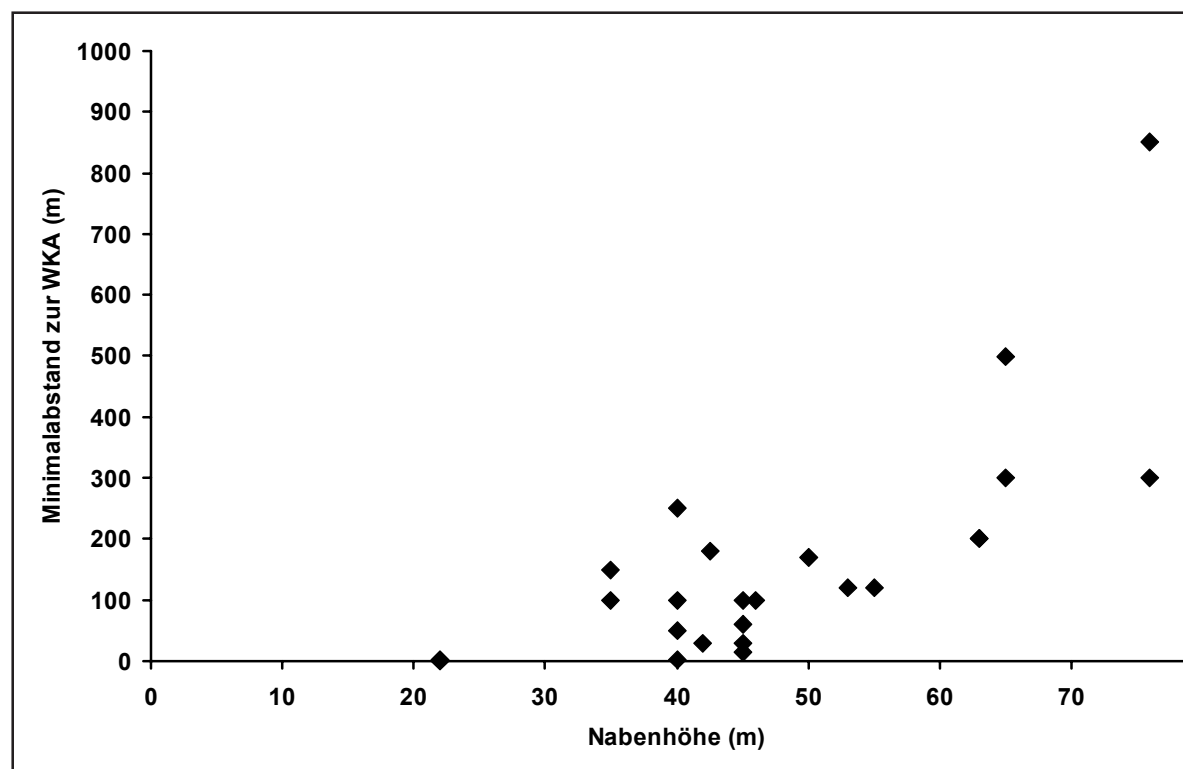


Abbildung 15. Zusammenhang von Minimalabständen, die Kiebitze außerhalb der Brutzeit zu WKA einhalten und der Nabenhöhe der WKA. Die Beziehung ist signifikant ($n=24$; $R^2=0,53$; $p<0,001$).
Figure 15. Relationship between minimal distances to wind farms of Lapwings and tower height. The relationship is statistically significant ($n=24$; $R^2=0.53$; $p<0.001$).

Unterschiede zwischen Brutzeit und Nichtbrutzeit vor allem dadurch zustande kamen, dass im Wesentlichen unterschiedliche Arten betrachtet wurden. Zur Brutzeit dominierten die Singvögel, außerhalb derselben größere Offenlandvögel.

Tabelle 7. Zusammenhang von Mindestabständen von Vögeln zu WKA und der Größe der WKA. In der Spalte „Achsensteigung“ ist angegeben, um wie viele Meter sich der durchschnittliche Mindestabstand der Art zu WKA verändert, wenn sich die Größe der WKA um einen Meter erhöht. Nur der Zusammenhang für den Kiebitz außerhalb der Brutzeit ist signifikant ($p < 0,001$).

Table 7. Relationships between minimal distances to wind farms of different bird species and and tower height. The column „Achsensteigung“ indicates the change of minimal distance to wind farms when tower height is increased by one meter. Statistically significant relationships are marked by bold characters (only Lapwing during the non-breeding season).

Art		n	Achsensteigung
Brutzeit			
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	7	0,09
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	5	3,67
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	8	-2,64
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	12	1,78
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	6	-2,64
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	19	-1,60
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	9	-1,17
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	6	-0,02
Amsel	<i>Turdus merula</i>	4	-1,07
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	-0,32
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	5	-0,32
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	6	-0,95
Teichfrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	9	-0,51
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	6	-1,67
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	8	-1,47
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	12	-3,41
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	4	0,66
Außerhalb der Brutzeit			
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	6	-1,64
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	7	0,41
Gänse	<i>Gänse</i>	6	6,22
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	7	0,95
Tauchenten		10	-1,64
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	12	1,29
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	10	0,88
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	19	1,95
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	6	-2,79
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	25	9,59
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	5	-4,55
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	15	3,12
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	4	1,20
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	12	1,33
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	9	1,54
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	12	1,61

Über die Gründe für die unterschiedliche Wirksamkeit großer Anlagen kann hier nur spekuliert werden. Die Vögel der offenen Landschaft nehmen große Objekte offensichtlich stärker als Bedrohung wahr als kleinere. Auch die Schlagschatten mögen in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen. Für die Singvögel könnte es sein, dass die bei größeren Anlagen im Allgemeinen weniger tief reichenden Rotoren weniger als Bedrohung empfunden werden. Die Rotorbewegungen großer Anlagen dürften den bodennahen Luftraum, den viele Kleinvögel nutzen, kaum noch tangieren. Zusätzlich dürfte es sicherlich auch eine große Rolle spielen, dass unter großen Anlagen oft mehr Habitatveränderungen stattfanden, als unter kleineren. Häufig fielen die Bereiche unter den WKA brach, und es konnten sich Staudenfluren oder Gebüsche entwickeln, die viele Singvögel anzogen.

3.1.3 Barrierewirkung von Windkraftanlagen auf Vögel

Als eine mögliche Auswirkung von Windparks auf Vögel ist die Barrierewirkung für ziehende oder regelmäßig zwischen verschiedenen Lebensräumen (Brut-, Nahrungs- und Ruhegebiete) pendelnden Vögeln diskutiert worden. Mittlerweile gibt es zu diesem Thema einige Untersuchungen und zahlreiche publizierte Beobachtungen, die in Tab. 8 zusammengestellt sind. Wiederum sind Einzelbeobachtungen und umfangreichere Untersuchungen zusammengefasst worden. Bei quantitativen Untersuchungen wurde von einer Barrierewirkung ausgegangen, wenn mindestens 5% der Individuen bzw. Schwärme eine messbare Reaktion auf die WKA zeigten. Wegen der Unterschiedlichkeit der Untersuchungsansätze konnte auf die Qualität der Reaktionen der Vögel nicht näher eingegangen werden. In allen Fällen handelt es sich jedoch entweder um beobachtete Änderungen der Zugrichtung oder Flughöhe, die ein Um- oder Überfliegen der WKA zur Folge hatten. Zusätzlich konnte auch beobachtet werden, dass Vögel vor WKA umkehrten oder dass sich Zugformationen auflösten.

Tab. 8 enthält insgesamt 168 Beobachtungen, die sich alle auf die Tageszeit beziehen. Für die Nachtstunden, in der ein großer Teil des Vogelzuges stattfindet, lagen keine ausreichenden Daten vor. In 104 der 168 Fälle wurde eine Barrierewirkung festgestellt. Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass Beobachtungen von Reaktionen von Vögeln auf WKA mit gleicher Wahrscheinlichkeit mitgeteilt werden wie das Fehlen von Reaktionen, ist diesem Zahlenverhältnis keine größere Bedeutung beizumessen. Bei 81 Arten, der deutlichen Mehrzahl der untersuchten Arten, konnten Barrierewirkung von Windkraftanlagen festgestellt werden. Es handelt sich also um ein relativ weit verbreitetes Phänomen, das jedoch nicht alle Arten gleich betrifft. Besonders empfindliche Arten waren Gänse, Milane, Kraniche und viele Kleinvogelarten. Weniger empfindlich bzw. weniger bereit, ihre ursprüngliche Zugrichtung beim Anflug auf Windkraftanlagen zu ändern waren einige Großvögel (Kormoran, Graureiher), Enten, einige Greifvögel (Sperber, Mäusebussard, Turmfalke), Möwen und Seeschwalben, Stare und Krähenvögel. Diese Arten bzw. Artengruppen zeichnen sich größtenteils auch durch eine geringe Meidung von WKA aus (Tab. 5). Auch wurden ihre Bestände wenig durch WKA beeinflusst (Tab. 4).

Das Ausweichen von Vögeln bedeutet einen energetischen Mehraufwand auf dem Zuge oder bei den regelmäßigen täglichen Flugbewegungen. Wie hoch dieser ist hängt unter anderem davon ab, wie oft solche Situationen auftreten. Im Extremfall könnte es dazu kommen, dass Windkraftanlagen zwischen Rast-, Schlaf- und/oder Brutgebieten zu einer Zerschneidung des für die Arten lebenswichtigen Biotopverbundes führen (Isselbacher & Isselbacher, 2001; Steiof et al. 2002). Die Barrierewirkung ist bisher sicher unzureichend untersucht worden. So können noch kaum Aussagen darüber getroffen werden, wie sich Vögel an WKA während der Nacht verhalten und welche Auswirkungen ein Stillstand der Rotoren hat.

Tabelle 8. Zahl der Studien, in denen für die einzelnen Arten eine Barrierewirkung von WKA festgestellt wurde. Die letzte Spalte zeigt die Ergebnisse von Vorzeichentests (Nullhypothese: gleiche Häufigkeit von Wirkungen und Nicht-Wirkungen).

Table 8. Number of studies showing whether wind farms are a barrier to bird migration or regular flights. The last column shows the results of sign tests (null-hypothesis: equal frequency of impacts and non-impacts).

	Art	Barrierewirkung		Stat.
		ja	nein	Signifikanz
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	2	4	ns
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	4	3	ns
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	1	1	ns
Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>	2	1	ns
Saatgans	<i>Anser fabalis</i>	1	0	ns
Blessgans	<i>Anser albifrons</i>	3	0	ns
Gaugans	<i>Anser anser</i>	2	0	ns
Nonnengans	<i>Branta leucopsis</i>	1	0	ns
Gänse	Summe	7	0	0,05
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	1	0	ns
Krickente	<i>Anas crecca</i>	0	1	ns
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	0	1	ns
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3	2	ns
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	1	0	ns
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	1	0	ns
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	1	1	ns
Enten	Summe	7	5	ns
Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>	1	0	ns
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	3	0	ns
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	4	0	ns
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	1	0	ns
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	1	1	ns
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	1	3	ns
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	2	4	ns
Schlangenadler	<i>Circaetus gallicus</i>	1	1	ns
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	4	0	ns
Kornweihe	<i>Circus cyaneus</i>	1	0	ns
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	1	0	ns
Merlin	<i>Falco columbarius</i>	1	0	ns
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	1	0	ns
Turnfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	3	2	ns
Greifvögel	Summe	25	11	0,05
Kranich	<i>Grus grus</i>	5	0	ns
Meerstrandläufer	<i>Calidris maritima</i>	0	1	ns
unbest. Strandläufer	<i>Calidris spec.</i>	1	0	ns
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	1	0	ns
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	1	0	ns
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	5	1	ns
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	2	1	ns
Watvögel	Summe	10	3	ns
Stummöwe	<i>Larus canus</i>	2	2	ns
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	0	3	ns
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	3	3	ns
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>	0	1	ns
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	3	5	ns
Trauerseeschwalbe	<i>Chlidonias niger</i>	0	1	ns
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	1	0	ns
Flussseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	3	1	ns
Zwergseeschwalbe	<i>Sterna albifrons</i>	0	1	ns
Möwen u. Seeschwalben	Summe	12	17	ns

		Barrierewirkung		
				Stat.
Art		ja	nein	Signifikanz
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	1	0	
Stadtaube	<i>Columba livia</i>	0	1	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	2	0	
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	3	2	
Tauben	Summe	6	3	ns
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	2	0	
Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>	1	0	
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	1	0	
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	4	0	
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	2	0	
Kalenderlerche	<i>Melanocorypha calandra</i>	1	0	
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	2	0	
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	5	1	ns
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	2	1	
Rotkehlpieper	<i>Anthus cervinus</i>	1	0	
unbest. Pieper	<i>Anthus spec.</i>	1	0	
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1	0	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3	0	
unbest. Stelze	<i>Motacilla spec.</i>	1	0	
Stelzen, Pieper		1	0	
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	1	0	
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	2	0	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	0	
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	1	0	
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	3	0	
Wachholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	4	1	
Amsel	<i>Turdus merula</i>	2	1	
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	2	0	
Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>	2	1	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	2	0	
unbest. Drossel	<i>Turdus spec.</i>	2	0	
Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	0	1	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	1	0	
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	0	1	
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	1	0	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	1	0	
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	2	0	
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	2	0	
unbest. Ammern u. Finken		1	1	
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	2	0	
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	3	0	
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	2	0	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	3	0	
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	2	0	
Kernbeißer	<i>Coccothraustes. coccothraustes</i>	1	0	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	3	0	
Bergfink	<i>Fringilla montifringilla</i>	2	0	
unbest. Fink	<i>Carduelis spec.</i>	1	1	
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	1	0	
Singvögel (außer Star u. Krähenv.)	Summe	74	9	0,001
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	3	3	ns
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	1	0	
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>	2	0	
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	2	1	
Askrähe	<i>Corvus corone</i>	1	3	
Krähenvögel	Summe	6	4	ns

3.2 Non-letale Wirkungen von WKA (Störungen, Verdrängung, Habitatverlust) auf Säugetiere

Auswirkungen von WKA auf den Bestand und die Raumnutzung von Säugetieren sind bisher kaum untersucht worden. Die Ergebnisse waren nicht einheitlich.

Für Fledermäuse konnten bei zwei Arten (Breitflügelfledermaus und Großer Abendsegler) Rückgänge der Aktivität nach dem Bau eines Windparks festgestellt werden, während die Zwergfledermaus ihre Aktivität erhöhte (Bach, 2002). Rehe und Hasen zeigten bei einer Untersuchung insgesamt etwas geringere Aktivitätsdichten in Probeflächen mit als in Probeflächen ohne Windparks (Bergen, 2002a; Menzel & Pohlmeier, 1999), allerdings waren die Ergebnisse nicht signifikant. In einer Untersuchung in den USA wurden die Bestände einiger Kleinsäugerarten (Prairiehund, Baumwollschwanzkaninchen und Prairiehase) scheinbar durch die Anlage von WKA gefördert, vermutlich durch indirekte Effekte wie Habitatveränderung bei Erschließungsarbeiten. Die Bestände anderer Arten (Gabelbock und Erdhörnchen) veränderten sich nicht (Johnson et al., 2000).

3.3 Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen mit Windkraftanlagen

3.3.1 Kollisionen von Vögeln mit Windkraftanlagen

Über Kollisionen von Vögeln mit Windkraftanlagen liegen vor allem aus den USA eine Reihe von sehr umfangreichen Untersuchungen vor. In Europa wurde dieses Thema bisher weniger ausführlich behandelt. Die Untersuchungen, die so dauerhaft und systematisch durchgeführt wurden, dass sich eine Kollisionsrate (Vogelindividuen pro Jahr und Turbine) errechnen lässt, sind in Tab. 9 zusammengestellt. Fast alle Daten wurden an Windkraftanlagen aufgenommen, die sich im normalen Betrieb befanden. Daten von still stehenden WKA lagen nicht in ausreichendem Maße vor. Nicht alle Untersuchungen wurden mit der gleichen Methode durchgeführt. Die Untersuchungen unterschieden sich insbesondere dadurch, ob sie das in den USA mittlerweile zum Methodenstandard gehörende Untersuchungsprotokoll (Anderson et al., 1999; Morrison, 2002) befolgten. Das Protokoll beinhaltet unter anderem die Berücksichtigung der Sucheffizienz der Mitarbeiter und die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Kadaver von der Untersuchungsfläche verschwindet (z.B. durch Aasfresser), bevor er registriert werden kann. Werden Sucheffizienz und das vorzeitige Verschwinden von Kadavern nicht berücksichtigt, kommt es häufig zu einer Unterschätzung der Kollisionsrate. Die Werte in Tab. 9 dürften die tatsächlichen Kollisionsraten also eher unter- als überschätzen.

Für viele, insbesondere amerikanische Windparks liegen jeweils mehrere Berichte vor. Die zugrundeliegenden Datenmenge überschneiden sich teilweise. Damit aus Gründen der Unabhängigkeit der Daten jeder Windpark nur höchstens einmal in jede statistischen Analyse einbezogen wird, wurden nur die Ergebnisse mit den umfassendsten Untersuchungen bzw. die neuesten verfügbaren Ergebnisse ausgewählt.

Die Kollisionsraten zeigen eine enorme Streuung zwischen den Windparks. In vielen Parks gab es keine oder fast keine Kollisionen. In anderen Windparks traten Kollisionen mit einer Häufigkeit von mehr als 30 pro Jahr und Turbine auf.

Tabelle 9. Kollisionsraten für alle Vögel und Greifvögel (jeweils durchschnittliche Anzahl der Opfer pro Turbine und Jahr) in verschiedenen Windparks.

Table 9. Collision rates of all birds and raptors (annual number of victims per turbine) in different wind farms.

Land	Windpark	Habitat	Vögel	Greifvögel	Bemerkungen	Quellen
Belgien	Oostdam te Zeebrugge	Feuchtgebiet	24		weitere Studien in anderen Jahren	(Everaert, Devos & Kuijken, 2003)
Belgien	Boudewijnkanaal te Brugge	Feuchtgebiet	35		weitere Studien in anderen Jahren	(Everaert et al., 2003)
Belgien	Elektricitetscentrale te Schelle	Feuchtgebiet	18		weitere Studien in anderen Jahren	(Everaert et al., 2003)
Dänemark	Tjaereborg	Feuchtgebiet	3			(Pedersen & Poulsen, 1991b)
Deutschland	Bremerhaven-Fischereihafen	Feuchtgebiet	9			(Schermer, 1999b)
Niederlande	Kreekraak sluice	Feuchtgebiet	3,7			(Musters et al., 1996)
Niederlande	Oosterbierum	Grünland	1,8			(Winkelman, 1992a)
Niederlande	Urk	Küste	1,7			(Winkelman, 1989)
Schweden	Näsudden	Grünland	0,7			(Percival, 2000)
Spanien	PESUR, Parque Eólico del Sur und Parque und Parque Eólico de Levantera	Gebirgsrücken	0,36	0,36		(Barrios & Rodriguez, 2004; SEO, 1995)
Spanien	E3, Energia Eólica del Estrecho	Gebirgsrücken	0,03	0,03		(Barrios & Rodriguez, 2004; SEO, 1995)
Spanien	Salajones	Gebirgsrücken	21,69	8,33		(Lekuona, 2001)
Spanien	Izco-Albar	Gebirgsrücken	22,63	0,93		(Lekuona, 2001)
Spanien	Alaiz-Echague	Gebirgsrücken	3,56	0,62		(Lekuona, 2001)
Spanien	Guennda	Gebirgsrücken	8,47	0,2		(Lekuona, 2001)
Spanien	El Perdón	Gebirgsrücken	64,26	0,36		(Lekuona, 2001)
Spanien	Tarifa		0,03	0,03		(Janss, 2000)
UK	Bryn Tytlí	Moor, Grünland	0			(Phillips, 1994)
UK	Burgar Hill, Orkney	Moor, Grünland	0,15			(Percival, 2000)
UK	Haverigg, Cumbria	Moor, Grünland	0	0		(Percival, 2000)
UK	Blyth	Feuchtgebiet	1,34			(Still et al., 1996)
UK	Ovenden Moor	Moor, Grünland	0,04	0		(Percival, 2000)
UK	Cemmaes	Moor, Grünland	0,04	0		(Percival, 2000)
USA	Buffalo Ridge	Grünland	0,98	0,012	weitere Studien in anderen Jahren	(Erickson et al., 2001)
USA	Foot Creek Rim	Prärie	1,75	0,036	weitere Studien in anderen Jahren	(Erickson et al., 2001)
USA	Vansycle	Acker, Grünland	0,63	0	weitere Studien in anderen Jahren	(Erickson et al., 2001)
USA	Altamont	Gebirgsrücken	0,87	0,24	weitere Studien in anderen Jahren	(Smallwood & Thelander, 2004)
USA	Nine Canyon Wind Project	Prärie	3,59		weitere Studien in anderen Jahren	(Erickson et al., 2003)
USA	Green Mt, Searsburg	Gebirgsrücken	0	0		(Erickson et al., 2001)
USA	IDWGP, Algona	Gebirgsrücken	0	0		(Erickson et al., 2001)
USA	Somerset County	Gebirgsrücken	0	0		(Erickson et al., 2001)
USA	San Gorgino	Gebirgsrücken	2,31			(Erickson et al., 2001)
USA	Solano County	Gebirgsrücken	54			(Erickson et al., 2001)
Australien	Tasmania	Küste	1,86	0		(Hydro Tasmania)

Massenkollisionen an einzelnen Turbinen wie sie von Leuchttürmen oder ähnlichen Bauwerken bekannt sind (Crawford & Engstrom, 2001; Erickson et al., 2002; Manville, 2001; Ugoretz, 2001), wurden an WKA nach wie vor so gut wie nie festgestellt. Maximal wurden 43 Vögel (ziehende Singvögel) an einer beleuchteten, aber nicht in Betrieb befindlichen WKA in Schweden in einer Nacht gefunden (Karlsson, 1983). In den USA liegt die maximale Fundzahl pro Turbine und Nacht bei 14, ebenfalls ziehende Singvögel (Erickson et al., 2001). Da allerdings einige Windparks mit sehr vielen WKA bestückt waren (über 5.000 am Altamont Pass in Kalifornien), führten auch relativ geringe Opferraten in der Summe zu hohen Verlusten. In Knapp der Hälfte der Untersuchungen lagen die Opferraten unter 1 Vogel pro Turbine pro Jahr, der Median betrug 1,7 Opfer und im Mittel waren es 8,1 Opfer pro Turbine und Jahr. Für die Greifvögel lag der Median bei 0,03 und der Mittelwert bei 0,6 Opfern pro Turbine und Jahr.

Um der Frage nachzugehen, welche Faktoren die sehr unterschiedlichen Opferraten der einzelnen Windparks verursacht hatten, wurde zunächst die Größe der einzelnen WKA betrachtet. Es ergab sich ein schwacher, statistisch nicht signifikanter Zusammenhang zwischen Nabenhöhe und Kollisionsrate ($y=0,29x$; $R^2=0,08$; Abb. 16). Bedeutsamer schien die Lage der WKA zu sein. Hier zeichneten sich zwei Brennpunkte ab. Windkraftanlagen auf kahlen Gebirgsrücken bzw. an Geländekanten, wie sie typischerweise in den USA und Spanien gebaut worden waren, verursachten hohe Opferzahlen besonders unter den Greifvögeln. In Mitteleuropa waren eindeutig WKA an Feuchtgebieten mit besonders hohen Opferzahlen belastet. Opferraten von mehr als zwei Individuen pro WKA und Jahr traten nur an Feuchtgebieten oder Gebirgsrücken auf. Der Einfluss des Lebensraumes (Kategorien Feuchtgebiet, Gebirgsrücken, Sonstiges) auf die Kollisionsraten war statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-Test; $\chi^2=7,27$; $df=2$; $p<0,05$).

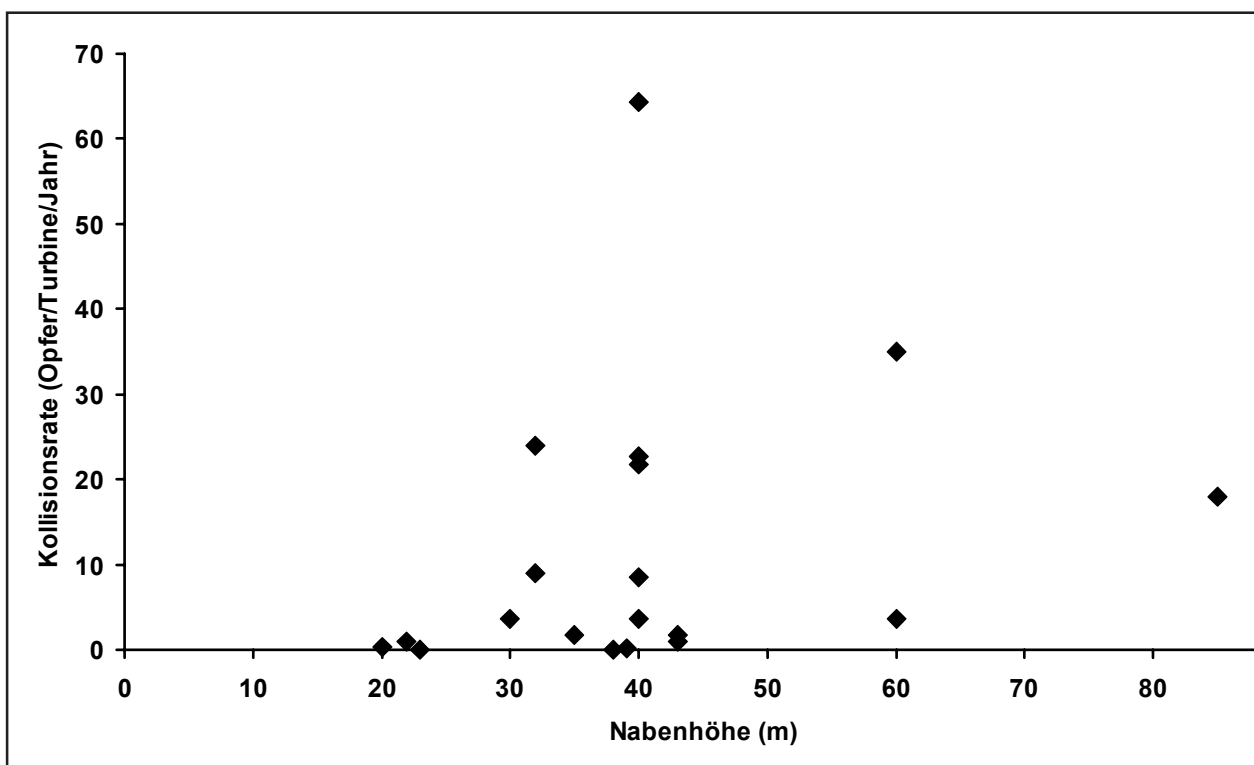


Abbildung 16. Kollisionsrate von Vögeln an Windkraftanlagen unterschiedlicher Nabenhöhe.
Figure 16. Collision rates of birds at wind farms of different tower heights.

Die umfassendste Statistik über Kollisionsoffer an WKA ist von Tobias Dürr geführt worden (Dürr, 2001; Dürr, 2004). Seine Daten – die zum Teil aus nicht veröffentlichten Mitteilungen stammen – sind die Grundlage von Tab. 10. Zum Teil wurden sie ergänzt um Werte aus der neueren Literatur. Tab. 10 lässt keinen Rückschluss auf die Häufigkeit von Anflugopfern zu, da die Daten aus unterschiedlichen Zeiträumen stammen und die Suchaktivität in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich war.

Die Artenzusammensetzung der Kollisionsoffer hing naturgemäß von der Artenzusammensetzung in den Gebieten ab, in denen sich die WKA befanden. In den USA dominieren in den Windparks auf den Gebirgsrücken vor allem Greifvögel, insbesondere Steinadler und Rotschwanzbussarde. Dies gilt auch für viele spanische Windparks, in denen vor allem viele Gänsegeier verunglückten. Im mittleren und nördlichen Europa waren viele verschiedene Arten betroffen. Besonders auffällig ist die hohe Zahl verunglückter Möwen, die die wesentliche Ursache für die hohen Kollisionsraten an den Windparks nahe bei Feuchtgebieten waren (Tab. 9). Neben den Möwen waren Greifvögel stark betroffen, insbesondere der Rotmilan, aber auch Turmfalke und Mäusebussard. Auffälligerweise verunglückten Rotmilane vor allem zur Brutzeit, während im Winter in Spanien bisher keine Verluste bekannt geworden sind (Tab. 10b). Bemerkenswert ist auch die Zahl von immerhin mittlerweile 13 verunglückten Seeadlern. Neben den Greifvögeln ragte der Star mit einer relativ hohen Opferzahl hervor.

Vergleicht man die Opferzahlen der einzelnen Arten mit deren Reaktion auf Windkraftanlagen (Tabellen 4, 5 und 8), lässt sich feststellen, dass die Arten bzw. Artengruppen, die eine geringe Scheu vor den WKA zeigten, eher zu den Opfern zählten als die Arten, die WKA weiträumig mieden bzw. umflogen. So verunglückten Greifvögel, Möwen und Stare relativ häufig, während Gänse und Watvögel vergleichsweise selten unter den Opfern zu finden waren. Eine Ausnahme scheinen die Krähenvögel zu sein, die kaum Scheu vor Windkraftanlagen zeigten, aber nur selten verunglückten.

Mortalitätsraten von Vögeln durch Windkraftanlagen

In nur wenigen Studien finden sich Angaben darüber, in welchem Maß die Kollisionen an WKA die jährlichen Mortalitätsraten der betroffenen Populationen erhöhen. Still et al. (1996) gehen davon aus, dass durch WKA eine zusätzliche Mortalität von 0,5 % – 1,5 % für die lokale Brutpopulation der Eiderente verursacht wurde. Winkelmann (1992) schätzt das Risiko für einen Vogel, beim Flug durch den von ihr untersuchten Windpark zu verunglücken, auf 0,01 % - 0,02 %. In den USA scheint nach bisherigen Erkenntnissen die Sterblichkeit von Vögeln durch Kollisionen mit Windkraftanlagen unbedeutend zu sein (Erickson et al., 2001). Eine Ausnahme bildet die Steinadler-Population am Altamont-Pass. Eine sehr umfassende Untersuchung an besenderten Vögeln zeigte, dass dort in drei Jahren mindestens 20 % der subadulten Vögel und mindestens 15 % der nicht-territorialen Altvögel durch WKA umkamen. Jungvögel (1% Opfer durch WKA) und brütende Altvögel (4% Opfer durch WKA) waren erheblich weniger stark betroffen (Hunt, 2002). Andere anthropogene Mortalitätsursachen als WKA waren in den USA erheblich wichtiger (Tab. 11).

Tabelle 10 a. Vogelverluste an WKA in Deutschland. Summe der Funde seit 1989 (intensivere Suche ab 2002). Daten aus Archiv Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, 1.11.2004. BB = Brandenburg, ST = Sachsen-Anhalt, SN = Sachsen, TH = Thüringen, MVP = Mecklenburg-Vorpommern, SH = Schleswig-Holstein (und Hamburg), NDS = Niedersachsen, HB = Bremen, NRW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, HS = Hessen, SL = Saarland, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern.

Table 10a. Number of bird collision victims found at wind farms in Germany since 1989 (intensified search since 2002). Data from Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, 1.11.2004.

Art	BB	ST	SN	TH	MVP	SH	NDS	HB	NRW	RP	HS	SL	BW	BY	ges.
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>								1							1
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>								2							2
Weißstorch <i>Ciconia ciconia</i>	3				2	1							1		7
Schwarzstorch <i>Ciconia nigra</i>											1				1
Singschwan <i>Cygnus cygnus</i>						1									1
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	1	1				1	5								8
Graugans <i>Anser anser</i>							1								1
Saatgans <i>Anser fabalis</i>			1												1
Saat-/Bläßgans <i>Anser fabalis/albifrons</i>		1													1
Weißwangengans <i>Branta leucopsis</i>						6									6
Brandgans <i>Tadorna tadorna</i>								1							1
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>			1			3	1	2							7
Krickente <i>Anas crecca</i>								1							1
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>							1								1
Seeadler <i>Haliaeetus albicilla</i>	2	1			4	6									13
Rotmilan <i>Milvus milvus</i>	20	10	4	1	1			1		1	3				41
Schwarzmilan <i>Milvus migrans</i>	6														6
Habicht <i>Accipiter gentiles</i>	1														1
Sperber <i>Accipiter nisus</i>	1														1
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>	15	5	2			1	2		1		1				27
Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	1														1
Wiesenweihe <i>Circus pygargus</i>									1						1
Turmfalke <i>Falco tinnunculus</i>	5	4	1												10
Merlin <i>Falco columbarius</i>	1														1
Baumfalke <i>Falco subbuteo</i>	1														1
unbest. Greifvogel	1														1
Rebhuhn <i>Perdix perdix</i>	1														1
Fasan <i>Phasianus colchicus</i>							1	1							2
Austernfischer <i>Haemantopus ostralegus</i>						2	1								3
Goldregenpfeifer <i>Pluvialis apricaria</i>		2													2
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	4					2	1	2							9
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	2					1	2	2							7
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>						9	2	1							12
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>							1								1
Trottellumme <i>Uria aalge</i>								1							1
Uhu <i>Bubo bubo</i>									3				1		4
Ringeltaube <i>Columba palumbus</i>	3	1													4
Haustaube <i>Columba livia f. dom.</i>	6														6
Kuckuck <i>Cuculus canorus</i>	1														1
Mauersegler <i>Apus apus</i>	6	2							1						9
Buntspecht <i>Dendrocopos major</i>	1														1
Grünspecht <i>Picus viridis</i>	1														1
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	6														6
Rauchschwalbe <i>Hirundo rustica</i>	1														1
Mehlschwalbe <i>Delichon urbica</i>	2														2
Bachstelze <i>Motacilla alba</i>	1														1
Schafstelze <i>Motacilla flava</i>	1														1
Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	1														1
Zaunkönig <i>Troglodytes troglod.</i>	1														1
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>							1								1

Art		BB	ST	SN	TH	MVP	SH	NDS	HB	NRW	RP	HS	SL	BW	BY	ges.
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	1														1
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	2														2
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	1														1
Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>						1									1
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>		1													1
Wintergoldhähn.	<i>Regulus regulus</i>									1						1
Sommergoldhähn.	<i>Regulus ignicapillus</i>	1														1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	1														1
Grauammer	<i>Emberiza calandra</i>	9														9
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	3		1												4
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	1														1
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	1														1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	2														2
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	4		1			1									6
Elster	<i>Pica pica</i>		1													1
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	9														9
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>		1													1
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	2										1				3
Krähe spez.	<i>Corvus spez.</i>								1							1
		134	30	10	1	7	34	22	14	9	0	6	0	2	0	269

Tabelle 10 b. Vogelverluste an WKA in Europa. Summen der Funde. Daten aus Archiv Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, mit eigenen Ergänzungen. NL: Niederlande, BE: Belgien, ESP: Spanien, SWE: Schweden, AT: Österreich, UK: Großbritannien, DK: Dänemark, D: Deutschland (Stand Juli 2004).

Table 10b. Number of bird collision victims found at wind farms in Europe. Data from Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, 06.09.2004 and from literature.

		Europa									
Art		NL	BE	ESP	SWE	AT	UK	DK	D	ges.	
Sterntaucher	<i>Gavia stellata</i>								1	1	
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>								2	2	
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	2	1							3	
Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>								6	6	
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>								1	1	
Singschwan	<i>Cygnus cygnus</i>								1	1	
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>				1				7	8	
Hausgans	<i>Anser a. domestica</i>		1							1	
Gaugans	<i>Anser anser</i>								1	1	
Saatgans	<i>Anser fabalis</i>								1	1	
Saat-/Bläßgans	<i>Anser fabalis/albifrons</i>								1	1	
Weißwangengans	<i>Branta leucopsis</i>								6	6	
Brandgans	<i>Tadorna tadorna</i>	1							1	2	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>		11						7	18	
Krickente	<i>Anas crecca</i>	1							1	2	
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>								1	1	
Ente spez.	<i>Anas spez.</i>	1								1	
Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>			133						133	
Zwergadler	<i>Hieraaetus pennatus</i>			1						1	
Steinadler	<i>Aquila chrysaetos</i>			1						1	
Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>								13	13	
Schlangenadler	<i>Circaetus gallicus</i>			2						2	
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>				1		2		40	43	
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>			1					6	7	
Habicht	<i>Accipiter gentiles</i>								1	1	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		1	1						2	
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>				3				24	27	
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>								1	1	
Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>								1	1	
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>		2							2	
Baumfalke	<i>Falco columbarius</i>								1	1	
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	4	2	13					10	29	
Rötelfalke	<i>Falco naumanni</i>			3						3	
Merlin	<i>Falco columbarius</i>								1	1	
unbest. Greifvogel				1					1	2	

Art		NL	BE	ESP	SWE	AT	UK	DK	D	ges.
Rothuhn	<i>Alectoris rufa</i>			1						1
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>								1	1
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>		3	1					2	6
Birkhuhn	<i>Taetrao tetrix</i>					2				2
Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	1								1
Bläßhuhn	<i>Fulica atra</i>	1	7							8
Art		NL	BE	ESP	SWE	AT	UK	DK	D	ges.
Austernfischer	<i>Haemantopus ostralegus</i>	4							3	7
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	1			1				2	4
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	2								2
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>		1							1
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	1								1
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>				1					1
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	22	56						9	87
Dreizehenmöwe	<i>Rissa tridactyla</i>		1							1
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	1	3		2			1	7	14
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	4	172		2				11	189
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>		44						1	45
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>		6						1	7
Möwe spez.	<i>Larus spez.</i>	2			2				1	5
Flußseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>		8							8
Zwergseeschwalbe	<i>Sterna albifrons</i>		4							4
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>								1	1
Uhu	<i>Bubo bubo</i>			3					4	7
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1	5	1	1				4	12
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>		1							1
Haustaube	<i>Cloumba livia f. dom.</i>		9						4	13
Taube spez.	<i>Columba spez.</i>	1		2						3
Mauersegler	<i>Apus apus</i>		2	1	3				8	14
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>			1						1
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>								1	1
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>			1	6				1	8
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>			1	1					2
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1	1						1	3
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>								1	1
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>			5						5
Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>			1						1
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>			2					6	8
Brachpieper	<i>Anthus campestris</i>			2						2
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	1	1	5					1	8
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>								1	1
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>				1				1	2
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>								2	2
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochrorus</i>			2						2
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>								1	1
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>			1						1
Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>							1	1	2
Amsel	<i>Turdus merula</i>		1	3	4				1	9
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	1	4		1					6
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	1							1	2
Unbestimmte Drossel	<i>Turdus spec.</i>	1								
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>		1						1	2
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>			1					1	2
Unbest. Goldhähnchen	<i>Regulus spec.</i>	3								3
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>			1						1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>			4						4
Kohlmeise	<i>Parus major</i>								1	1
Elster	<i>Pica pica</i>		1						1	2
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	1								1
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>								9	9
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>				1				1	2
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>		1		1				3	5
Krähe spez.	<i>Corvus spez.</i>								1	1
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	14	9						5	28
Graumammer	<i>Emberiza calandra</i>								9	9
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>								1	1
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>								1	1
Haus­sperling	<i>Passer domesticus</i>	3							1	4
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>								2	2
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	1								1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>			1	1			1		3
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>			3				1		4
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>			1						1
Unbestimmte Vögel.	<i>Aves spez.</i>			4						4
		77	359	204	33	2	2	4	248	829

Tabelle 11. Schätzung der Zahl jährlich an menschlichen Strukturen verunglückter Vögel in den USA (Erickson et al., 2001).

Table 11. Estimates of numbers of bird victims from collisions with anthropogenic structures in the USA (Ericson et al., 2001).

Ursache	Jährliche Zahl der Opfer
Fahrzeuge	60.000.000 – 80.000.000
Gebäude und Fenster	98.000.000 – 980.000.000
Elektrische Leitungen	Zehntausende – 174.000.000
Fernmelde(sprech)türme	4.000.000 – 50.000.000
Windenergieanlagen	10.000 – 40.000

In Deutschland dürfte der Anteil der Windkraftopfer höher sein, da erheblich mehr WKA existieren als in den USA, es aber in Deutschland sehr viel weniger Fahrzeuge, Gebäude, Leitungen und Fernmeldetürme gibt als in den USA.

In Spanien dürften Windkraftanlagen die Mortalität vor allem von Gänsegeiern erheblich erhöhen. Pro Jahr sind sicherlich Hunderte von Opfern zu beklagen (Lekuona, 2001; SEO, 1995). Der spanische Bestand beträgt nur etwa 8.100 Brutpaare und stellt damit den größten Teil des europäischen Gesamtbestandes von 9.300 – 11.000 Brutpaaren (BirdLife International & European Bird Census Council, 2000).

Um die Bedeutung einiger der Opferzahlen aus Tab. 10 für die Mortalitätsraten abschätzen zu können, seien hier zwei Beispielrechnungen aufgeführt. In Deutschland brüten ca. 12.000 Rotmilan-Paare und ca. 470 Seeadler-Paare. Bedenkt man, dass neben den Brutpartnern noch Jungvögel und andere, nicht brütende Individuen in der Population existieren, dürfte es sich um ca. 36.000 Rotmilan- und ca. 1.400 Seeadler-Individuen in Deutschland handeln. Nimmt man nun an, dass pro Jahr 100 Rotmilane in Deutschland an WKA verunglücken, bedeutet dies eine additive Erhöhung der jährlichen Mortalität um 0,3 %. Die Zahl 100 ist möglicherweise nicht völlig unrealistisch, da viele verunglückte Rotmilane nicht gefunden werden. Verunglückte Seeadler werden sicher zu einem höheren Anteil aufgefunden. Geht man hier von einer Zahl von 10 jährlichen Opfern in Deutschland aus, würde sich dadurch die Mortalitätsrate additiv um etwa 0,7 % erhöhen.

Für die meisten anderen häufiger als Opfer auftauchenden Vogelarten in Tab. 10 liegen die Brutbestände in Deutschland um Größenordnungen höher als für Rotmilan und Seeadler. Es ist also - eventuell mit Ausnahme der Möwen - nicht damit zu rechnen, dass wesentlich größere Erhöhungen der jährlichen Mortalitätsraten durch WKA auftreten.

3.3.2 Kollisionen von Fledermäusen mit Windkraftanlagen

Seit den frühen 1960er Jahren ist bekannt, dass auch Fledermäuse an WKA verunglücken können (Hall & Richards, 1962). Erst in den letzten Jahren ist das Ausmaß der Mortalität von Fledermäusen an WKA stärker untersucht worden, wie bei den Vögel vor allem in den USA. Tab. 12 fasst die Untersuchungen zusammen, in deren Rahmen eine jährliche Kollisionsrate (Anzahl der Fledermäuse pro Turbine und Jahr) berechnet wurde. Wenn auch deutlich weniger Daten vorliegen als für die Vögel, streuen die Ergebnisse über die gleiche Bandbreite. In einigen Windparks gab es wenige oder keine Verluste, während in anderen sehr große Mengen von Fledermäusen verunglückten. In einer weiteren Untersuchung in verschiedenen

Tabelle 12. Kollisionsraten für Fledermäuse (jeweils durchschnittliche Anzahl der Opfer pro Turbine und Jahr) in verschiedenen Windparks.

Table 12. Collision rates of bats (annual number of victims per turbine) in different wind farms.

Land	Windpark	Habitat	Kollisionsrate	Bemerk.	Quellen
Spanien	Salajones	Gebirgsrücken	13,36		Lekuona, 2001
Spanien	Izco-Albar	Gebirgsrücken	3,09		Lekuona, 2001
Spanien	Alaiz-Echague	Gebirgsrücken	0		Lekuona, 2001
Spanien	Guennda	Gebirgsrücken	0		Lekuona, 2001
Spanien	El Perdón	Gebirgsrücken	0		Lekuona, 2001
USA	Buffalo Ridge	Grünland	2,3		Osborn et al., 1996
USA	Foote Creek Rim	Prärie	1,34	weitere Studien in anderen Jahren	Young et al., 2003a
USA	Vansycle	Acker, Grünland	0,4		Strickland et al., 2001b
USA	Altamont	Gebirgsrücken	0,0035	weitere Studien in anderen Jahren	Smallwood & Thelander, 2004
USA	Mautaineer Wind Energy Facility Blackwater Falls	Wald	50		Boone, 2003
USA	Nine Canyon Wind Project	Prärie	3,21		Erickson et al., 2003
Australien	Tasmania	Küste	1,86		Hydro Tasmania

Brandenburger Windparks ergab sich eine Kollisionsrate von durchschnittlich 0,23 Fledermäusen pro WKA und Jahr, es handelte sich dabei um nicht hinsichtlich der Sucheeffizienz und der Kadaverbeseitigungsgeschwindigkeit korrigierte Werte (Dürr, 2003b).

Für die Fledermäuse bestand ein etwas deutlicherer Zusammenhang zwischen der Kollisionsrate und der Größe der WKA (Abb. 17), der jedoch statistisch nicht signifikant ist. Es gibt auch aus anderen Untersuchungen bereits Hinweise darauf, dass mehr Fledermäuse an Anlagen mit großen Rotoren verunglücken (Dürr, 2003b). In Deutschland liegen nach Auskunft von Dürr (mündl.) noch keine Fledermausefunde an kleineren WKA (> 500 KW) vor.

Ob Windparks in bestimmten Lebensräumen für Fledermäuse gefährlicher sind als in anderen, lässt sich wegen der geringen Anzahl der Untersuchungen nicht klar beantworten. Auffällig ist jedoch die außerordentlich hohe Mortalitätsrate in dem einzigen Windpark im Wald (Blackwater Falls, USA). Einen signifikanten Unterschied zwischen der Kategorie „Wald“ und den übrigen Habitaten existiert jedoch nicht (Kruskal-Wallis-Test, $\chi^2=2,57$; $df=1$; nicht signifikant). Auch in Deutschland gibt es deutliche Hinweise, dass Fledermäuse durch WKA in der Nähe von Gehölzen stärker gefährdet sind als an freistehenden Anlagen (Bach, 2002). Rauhhaut- und Zwergfledermaus sowie Mausohr wurden überproportional häufig an WKA-Standorten in der Nähe von Bäumen und Hecken gefunden. Dies gilt jedoch nicht für den Großen Abendsegler (Dürr, 2003b).

Auch bei den Fledermäusen sind mittlerweile zahlreiche Arten als Kollisionsoffer nachgewiesen worden. Wie für die Vögel sei auf die umfassende Zusammenstellung von Tobias Dürr vom Landesumweltamt Brandenburg verwiesen (Dürr, 2003b; Dürr & Bach, 2004) (Tab. 13).

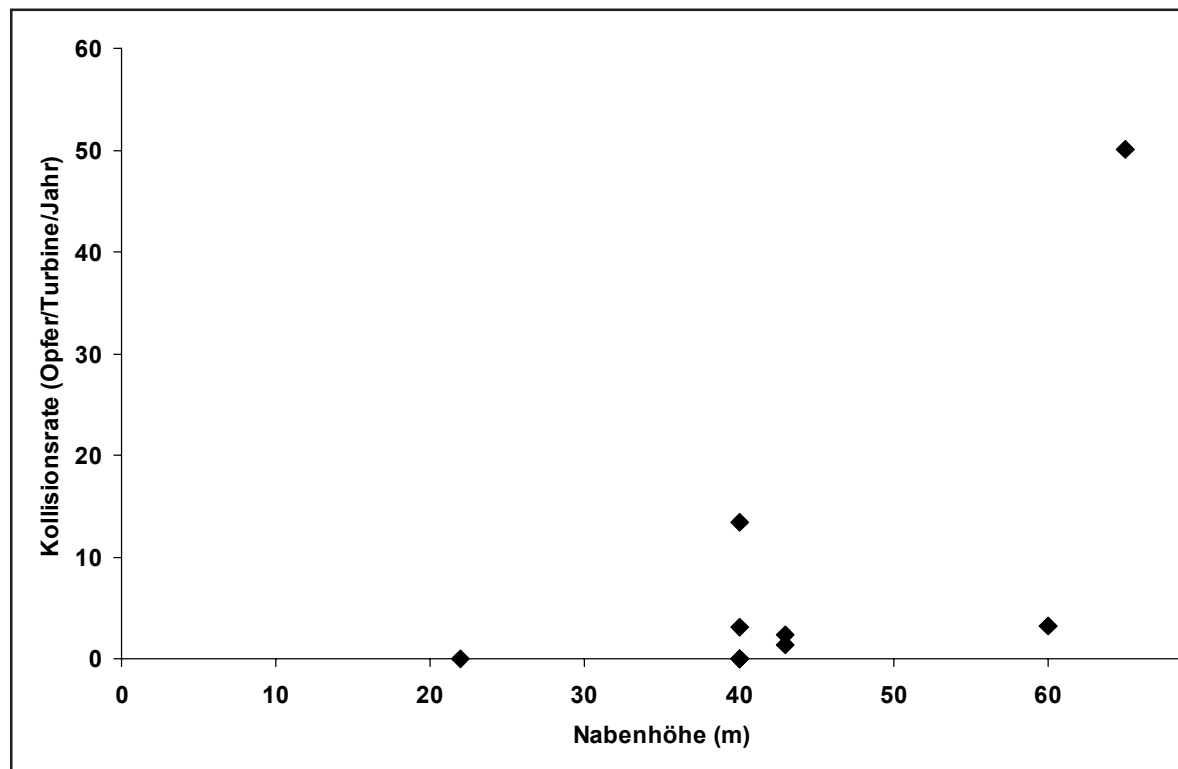


Abbildung 17. Jährliche Kollisionsrate von Fledermäusen an Windkraftanlagen unterschiedlicher Nabenhöhe.

Figure 17. Collision rates of bats at wind farms of different tower heights.

Alle Untersuchungen zu Fledermauskollisionen, die über einen ausreichend langen Zeitraum hinweg durchgeführt worden sind, zeigen, dass Fledermäuse ganz überwiegend im Spätsommer und Herbst verunglücken, also während ihrer Streif- und Zugphase (Dürr, 2003b; Keeley et al., 2001; Strickland et al., 2001b). Es handelt sich bei den betreffenden Arten zumeist um schnell fliegende und ziehende Arten (Dürr, 2003b; Johnson et al., 2003). Als möglicher Grund für die Kollisionen wird

Tabelle 13. Fledermausverluste an WKA in Deutschland. Summe der Funde seit 1998. Daten aus Archiv Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, 06.09.2004. BB = Brandenburg, ST = Sachsen-Anhalt, SN = Sachsen, TH = Thüringen, MVP = Mecklenburg-Vorpommern, SH = Schleswig-Holstein, NDS = Niedersachsen, NRW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, HS = Hessen, SL = Saarland, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern.

Table 13. Number of bat collision victims found at wind farms in Germany since 1998. Data from Staatliche Vogelschutzwarte, LUA Brandenburg, T. Dürr, 06.09.2004.

Art		Bundesland													D
		BB	ST	SN	TH	MVP	SH	NDS	NRW	RP	HS	SL	BW	BY	ges.
Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>	40	1	20	54		3		1					1	120
Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>	5	1	1	3										10
Breitflügelfledermaus	<i>Eptesicus serotinus</i>	2			2		1		1						6
Zweifarbflledermaus	<i>Vespertilio murinus</i>	1		7											8
Mausohr	<i>Myotis myotis</i>				7										7
Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentoni</i>	1													1
Rauhhaufledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	17	1	23	2				1						44
Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	15	2	6	2										25
Pipistrellus spec.	<i>Pipistrellus spec.</i>	4					14								18
Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>	1													1
Unbest. Fledermaus				2						2					4
Summe		87	5	59	70	0	18	0	3	2	0	0	0	1	245

vermutet, dass ziehende Fledermäuse sich nicht oder nur teilweise auf die Ultraschallorientierung verlassen, sondern andere Orientierungsmöglichkeiten nutzen, die sie die rotierenden Flügel nicht wahrnehmen lassen (Johnson et al., 2003). Einzelne Fundumstände weisen darauf hin, dass Große Abendsegler bei dem Versuch verunglückten, in Windkraftgondeln Quartiere zu beziehen. Auch Verschmutzungen durch Getriebeöl der Gondeln wird als Unglücksursache nicht ausgeschlossen (Dürr, 2003b), erscheint jedoch nach neueren Untersuchungen eher unwahrscheinlich (Dürr & Bach, 2004).

4. Populationsbiologische Auswirkungen der Mortalität durch Kollisionen

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, dass die Kollisionsraten von Vögeln und Fledermäusen an WKA im Allgemeinen gering sind. Trotzdem können an bestimmten Stellen nennenswerte Erhöhungen der Mortalitätsraten durch Windkraftanlagen auftreten. Die Auswirkungen erhöhter Mortalität wurden bisher nur bei einer Population direkt im Felde untersucht. Es handelt sich dabei um die Steinadler des Altamont Gebietes in Kalifornien, USA (Hunt, 2002). Dort wurden in den letzten Jahren schätzungsweise jährlich 75 – 116 Individuen getötet (Smallwood & Thelander, 2004). Durch langjährige Untersuchungen an beringten und besenderten Vögeln sowie begleitenden Totfundkontrollen an zahlreichen WKA konnte festgestellt werden, dass die Steinadler-Population trotz der enormen Verluste noch stabil war, dass die Zahl der Subadulten und Nichtbrüter (Populationsreserve) jedoch gesunken war (Hunt, 2002). Eine weitere Erhöhung der Mortalität würde aller Voraussicht nach dazu führen, dass sich die Population nicht mehr alleine erhalten kann und auf Zuwanderung von Außen angewiesen ist, sie also zu einer Populationssenke würde.

Im Folgenden soll versucht werden, die Auswirkungen abzuschätzen, die zusätzliche direkte Verluste an WKA auf die Populationsentwicklung verschiedener Vogel- und Fledermausarten haben können. Dazu werden Populationsmodelle verwendet, mit denen überprüft werden soll, wie sich eine Erhöhung der Mortalität durch WKA auf das Populationswachstum auswirkt. Um das Ausmaß der Veränderungen abschätzen zu können, wurden zwei Werte gewählt, 0,1 % und 0,5 %. Diese Werte wurden zur übrigen jährlichen Sterblichkeit in allen Altersklassen addiert. Die Höhe der Werte ist zwar willkürlich gewählt, liegt aber im Rahmen der wenigen vorhandenen Abschätzungen (siehe Kap. 3.3) und dürfte damit zu realistischen Abschätzungen führen.

4.1 Vorgehensweise bei der Populationssimulation

Zur Berechnung der zukünftigen Populationsentwicklung wurde das Computerprogramm VORTEX (Vers. 9) verwendet. Es handelt sich bei diesem Programm um ein Modell für Populationsentwicklungsanalysen (population viability analysis; PVA), das auf Zufallssimulationen beruht. Das Programm wurde durch die Chicago Zoological Society entwickelt.

Einzelne Berechnungen der Populationsmodelle lassen sich in Szenarien abspeichern. Neben der Populationsgröße in Exemplaren und der Kapazitätsgrenze der

Population ist die Beschreibung des Reproduktionssystems sowie die Eingabe des durchschnittlichen Reproduktionserfolges und der Mortalitätsraten, sowie deren Standardabweichungen notwendig. Daneben lässt sich die Entnahme von Individuen durch Jagd (oder Windkraft) bzw. die Bestandsstützung durch Aussetzung oder Zuwanderung einbeziehen.

In einem ersten Schritt wurden Daten von 23 Vogel- und 4 Fledermausarten über Populationsgröße, Reproduktionserfolg, Sterblichkeit u.a. aus der Literatur entnommen (Tab. 14). Mit diesen Daten wurde ein Szenario entwickelt und die Populationsentwicklung modelliert.

Lediglich für Fledermäuse waren keine Bestandsangaben in der Literatur verfügbar. Daher wurde eine Größe von 10.000 Individuen angenommen. Diese Annahme hatte keine wesentlichen Auswirkungen auf die späteren Berechnungen. Die Populationsgrößen einiger häufiger Vogelarten mussten reduziert werden, um das vom Programm vorgegebene Maximum der Populationsgröße von 30.000 Individuen nicht zu überschreiten. Dabei war die Eingabe der Standardabweichung für die Werte von Reproduktionserfolg und der Sterblichkeit notwendig, um die natürlichen Schwankungen zu simulieren. Da die Standardabweichungen aus der Literatur vielfach nicht entnommen werden konnten, wurde ihr Wert mit etwa 10% des Wertes für Sterblichkeit und Reproduktionserfolg angenommen. Zudem blieb die dichteabhängige Regulation des Reproduktionserfolges unberücksichtigt. Es wurde die Populationsentwicklung für einen Zeitraum von 20 Jahren betrachtet und 100 Iterationen pro Szenario durchgeführt.

Nach der Durchführung einer Berechnung mit den reinen Literaturdaten wurden die Literaturwerte so angepasst, dass sie eine annähernd stabile Bestandsentwicklung ergaben (Szenario 1). Die eingesetzten Werte für Szenario 1 sind der Tab. 15 zu entnehmen. Dann wurde die Sterblichkeit in allen Altersklassen um 0,1% (Szenario 2) und um 0,5% (Szenario 3) erhöht und nachfolgend die Populationsentwicklung berechnet (Tab. 15). Lediglich beim Weiß- und Schwarzstorch wurden die Jahrgänge 2 – 3 und 3 - 4 nicht berücksichtigt, da sich diese Vögel außerhalb von Mitteleuropa aufhalten und somit kaum mit Windkraftanlagen in Berührung kommen.

Abschließend wurde für acht Vogelarten erprobt, um welchen Wert der Reproduktionserfolg der jeweiligen Art ansteigen muss, um die zusätzlichen Verluste auszugleichen.

4.2 Ergebnisse der Populationssimulationen

Vögel

Die Auswirkungen zusätzlicher Verluste durch Windkraftanlagen auf die Bestandsentwicklung variieren sehr stark. Jedoch sind bei fast allen Arten auch bei einer relativ geringen Erhöhung der Mortalität klare Abnahmetendenzen zu erkennen. Arten, die bereits im Alter von einem Jahr zur Brut schreiten, weisen die höchsten Bestandsrückgänge auf (Abb. 17). Bis zu den vierjährigen Erstbrütern sinkt der Einfluss der zusätzlichen Verluste und steigt bei den fünfjährigen Erstbrütern wieder an.

Tabelle 14. Grundlegenden Daten für die Berechnung der Bestandsentwicklung (Szenario 1)
Table 14. Population parameters used for calculating population developments with VORTEX in scenario 1.

Art	Alter erste Reproduktion	Maximal- alter	Fortpflan- zungssystem	Re- produktions- erfolg	Anteil SD	Nicht- brüter	Sterblich- keit 0-1 J.	SD	Sterblich- keit 1-2 J.	SD	Sterblich- keit 2-3 J.	SD	Sterblich- keit 3-4 J.	SD	Sterblich- keit Add.	Zu- wanderung	Quellen
Nonnengans	2 J.	21 J.	Monogamie	0,48	0,1		34,9	612,0	3		3			12	3		Bezel 1985; Owen & Black (1989), Ganter et al. 1999, Ebbinge 1991
Bläsgans	2 J.	17 J.	Monogamie	0,66	0,1		40	515,5	3		3				15,5	3	Mooij et al. 1999
Weißstorch	4 J.	30 J.	Monogamie	1,85	0,3		60	2,926,5	2,9	19,9	2,9	17,8	2,9	17,8	2,9		Burnhauser 1983, NABU BAG Weißstorchschutz 2004
Schwarzstorch	3 J.	18 J.	Monogamie	2,36	0,4		60	2,926,5	2,9	24,5	2,9	24,5	2,9	24,5	2,9		Bezel 1985; Möller & Norttorf 1997
Seeadler	4,4 J.	36 J.	Monogamie	1,35	0,25	0,33	30	517,0	3	17	3	17	3	17	3		Bezel 1985; Struwe-Juhl 2002
Steinadler	4 J.	25 J.	Monogamie	0,24	0,05		30	610,0	2	10	2	10	2	7,5	1,3	4 Ex. Jährl.	Kostrzewa & Speer 1995
Wiesenweihe	2,5 J.	16 J.	Monogamie	1,5	0,17	0,11	60	520,0	2					20	2		Koks et al. 2001
Turnfalke	2 J.	17 J.	Monogamie	3,94	0,64	0,25	68	534,0	3					31	3		Village 1990 in Kostrzewa 1993
Rotmilan	2 J.	25 J.	Monogamie	1,2	0,25		60	525,0	1,9					18	1,8		Bezel 1985; Kostrzewa & Speer 1995
Kranich	5 J.	30 J.	Monogamie	1,08	0,15	0,34	60	515,0	1,3	15	1,3	15	1,3	15	1,3		Prange 1989
Wachtelkönig	1 J.	15 J.	Monogamie	7,1	1,8		76,4	10						76,4	3		Green 1999; Bezel 1985
Goldregenpfeifer	1 J.	12 J.	Monogamie	1	0,1		53	4,4						22	1,8		Bezel 1985; Pearce-Higgins & Yalden 2003
Kiebitz	1,5 J.	25 J.	Monogamie	0,59	0,2		40,1	5,9						17,2	0,01		Catchpole et al. 1999; Peach et al. 1994
Brachvogel	3 J.	31 J.	Monogamie	0,57	0,1		40	418,0	1,8	12	1,2	12	1,2	12	1,2		Grant et al. 1999; Pearce-Higgins & Yalden 2003
Uferschnepfe	2 J.	15 J.	Monogamie	0,87	0,2		40	420,0	2					20	2		Struwe 1995; Beintema & Muskens 1981
Austernfischer	3 J.	35 J.	Monogamie	0,36	0,1		40	48,5	1	8,5				8,5	1		Schekckermann & Muskens 2000; Groen & Hemerik 2002; Beintema & Muskens 1981
Rotschenkel	1 J.	16 J.	Monogamie	1,43	0,3		55	5						31,5	4		Bezel 1985; Durel 2000; Goos-Custard et al. 1983
Lachmöwe	1 J.	26 J.	Monogamie	1,25	0,3		56	5	bis Ge- schlechts- reife					27	3		Bezel 1985; Stiefel & Scheuffler 1984
Silbermöwe	5 J.	33 J.	Monogamie	1,15			78	6									Bezel 1985; Prevot-Julliard et al. 1998
Feldlerche	1 J.	10 J.	Monogamie	1,45	0,6		50	5						12	3		Bezel 1985; Wilkens & Exo 1998
Wiesenpieper	1 J.	8 J.	Monogamie	4,26	2,93		74	7,2						35	3		Bezel 1993; Donald et al. 2002
Star	2 J.	21 J.	Monogamie	7,1	0,9		70	7,351,0	5					54	5,2		Hölker 1990
Grauanmer	1 J.	18 J.	Polygamie	1,93	1		47	4						51	5		Bezel 1993; Glutz von Blotzheim 1997
														39	4		Glutz von Blotzheim 1997

Fledermäuse	Alter erste Reproduktion	Maximal- alter	Fortpflan- zungssystem	Re- produktions- erfolg	Sterblich- keit 0-1 J.	SD	Sterblich- keit Add.	SD
Nyctalus noctula; Gr. Abendsegler	1 J.	12 J.	Polygamie	1,65	0,5	46	4	4 Krapp 2004
Eptesicus serotinus; Breitflügel- fledermaus	1 J.	12 J.	Polygamie	0,5	0,2	39	11,5	1,2 Krapp 2001
Pipistrellus pipistrellus; Zwergfledermaus	1 J.	16 J.	Polygamie	0,95	0,2	50	23,5	2,5 Krapp 2004
Pipistrellus nathusii; Rauhhaufledermaus	1 J.	11 J.	Polygamie	1,1	0,3	45	45	4,5 Krapp 2004

Tabelle 15. Ergebnisse der Berechnungen der Populationsentwicklung von ausgewählten Vogel- und Fledermausarten bei unterschiedlichen Sterblichkeitsraten.

Table 15. Results of model calculations of population developments of selectet bird and bat species under different scenarios.

Art	angenommene Anfangs- population	End- population Szenario1	End- population Szenario 2	% von End- population Szenario1	End- population Szenario 3	% von End- population Szenario1
Nonnengans	11000	12821	12105	94,42	10939	85,32
Blässgans	4000	3918	3778	96,43	3296	84,12
Weißstorch	23310	21283	21262	99,90	19424	91,27
Schwarzstorch	1746	1957	1927	98,47	1782	91,06
Seeadler	1482	1825	1762	96,55	1616	88,55
Steinadler	124	132	129	97,73	122	92,42
Wiesenweihe	618	668	649	97,16	569	85,18
Turmfalke	14000	15376	14867	96,69	13096	85,17
Rotmilan	28260	27151	25964	95,63	23311	85,86
Kranich	6300	6658	6504	97,69	5772	86,69
Wachtelkönig	2680	3317	3073	92,64	2774	83,63
Goldregenpfeifer	20000	20431	19160	93,78	17960	87,91
Kiebitz	10000	10355	10172	98,23	9173	88,59
Brachvogel	8800	8670	8449	97,45	7810	90,08
Uferschnepfe	14000	13269	12998	97,96	11555	87,08
Austernfischer	6000	5951	5841	98,15	5370	90,24
Rotschenkel	2600	2749	2629	95,63	2168	78,87
Lachmöwe	5800	6126	5810	94,84	5126	83,68
Silbermöwe	9000	9876	9186	93,01	8101	82,03
Feldlerche	7200	8293	7506	90,51	6377	76,90
Wiesenpieper	3000	2882	2775	96,29	2229	77,34
Star	6800	7839	6764	86,29	6108	77,92
Graumammer	3300	3456	3450	99,83	2811	81,34
Fledermäuse						
Nyctalus noctula; Gr.						
Abendsegler	10000	10701	10379	96,99	9393	87,78
Eptesicus serotinus;						
Breitflügelfledermaus	10000	10782	10742	99,63	9565	88,71
Pipistrellus						
pipistrellus;						
Zwergfledermaus	10000	9677	9365	96,78	8593	88,80
Pipistrellus nathusii;						
Rauhhaufledermaus	10000	10610	9980	94,06	9090	85,67
Szenario 1						
Ausgangswerte						
Szenario 2						
Erhöhung der Sterblichkeit um 0,1%						
Szenario 3						
Erhöhung der Sterblichkeit um 0,5%						

Ebenso wirken sich zusätzliche Verluste bei Arten, die ein geringes Maximalalter erreichen, stärker negativ auf die Populationsgröße aus als bei Arten, die älter werden (Abb. 18 u. 19). Hier sind die Unterschiede im Szenario 3 besonders stark ausgeprägt.

Wird die prozentuale Bestandsabnahme mit der Adultsterblichkeit in Beziehung gesetzt, fällt auf, dass Arten mit hoher Sterblichkeitsrate stärker negativ auf zusätzliche Verluste reagieren als Arten mit niedriger Sterblichkeit. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass relativ langlebige Arten mit geringer Adultsterblichkeit mit geringeren Bestandsrückgängen reagieren als kurzlebige Arten.

Abschließend wurde untersucht, in wie weit die durch Windkraftanlagen verursachten Verluste durch eine erhöhte Reproduktionsrate ausgeglichen werden kann

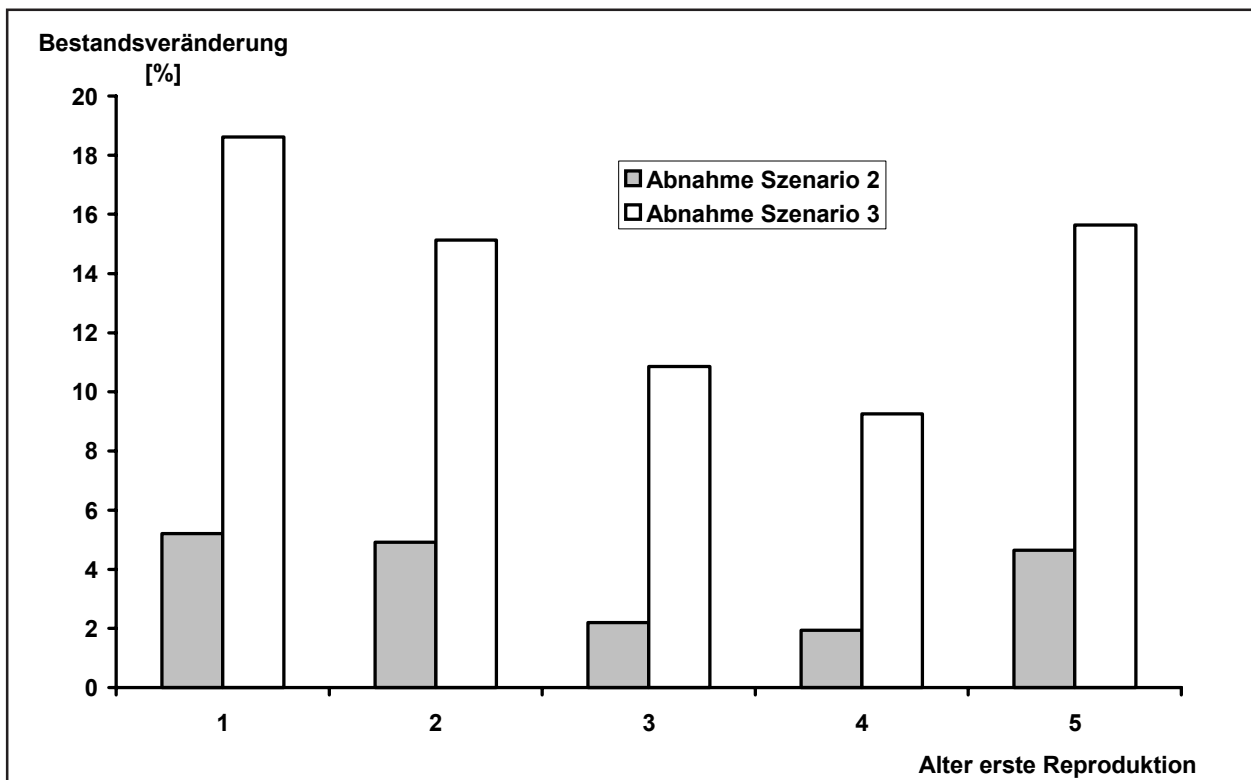


Abbildung 18. Veränderung des Bestands im Vergleich zum Alter der ersten Reproduktion von Vogelarten.

Figure 18. Results of population modelling with VORTEX. Reductions of population size in relation to age of first reproduction.

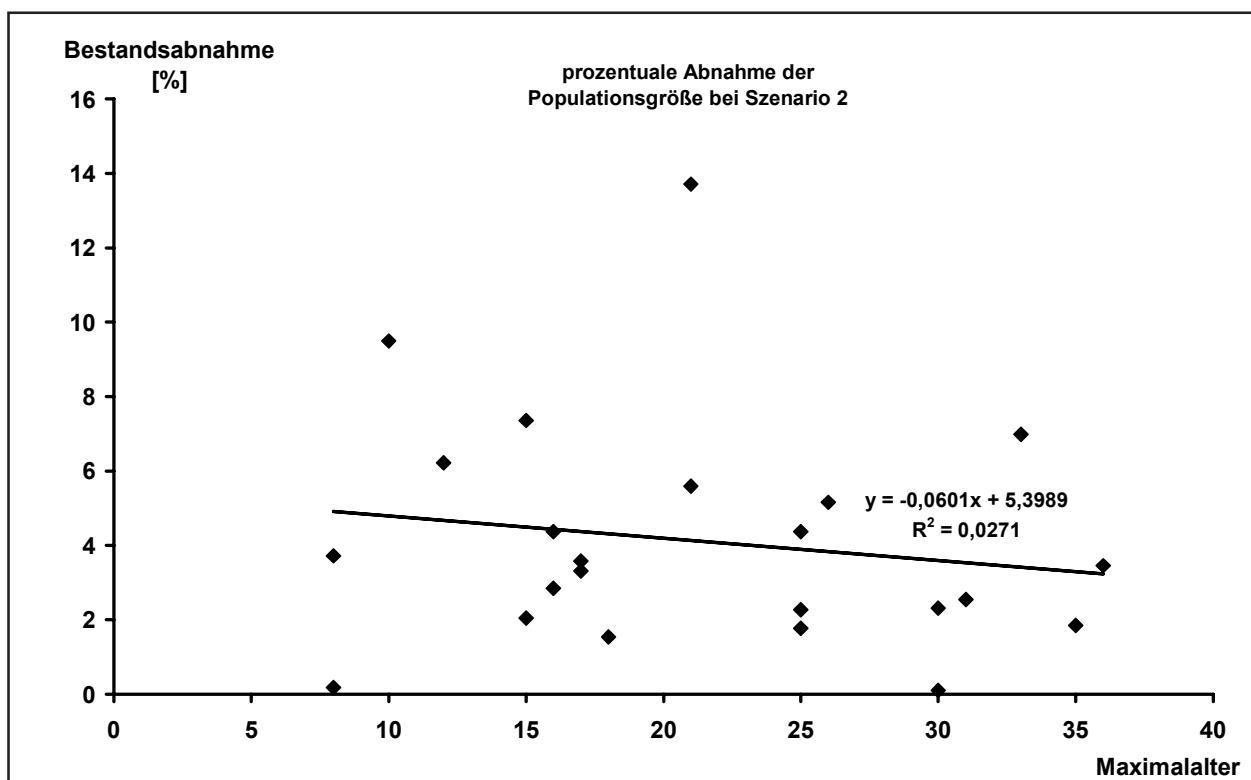


Abbildung 19. Bestandsentwicklung von unterschiedlichen Vogelarten bei einer Zunahme der Sterblichkeit von 0,1% in Bezug zum Maximalalter der Art.

Figure 19. Population developments of different bird species (dots) under scenario 1 (increase of annual mortality rate by 0.1%) in relation to longevity.

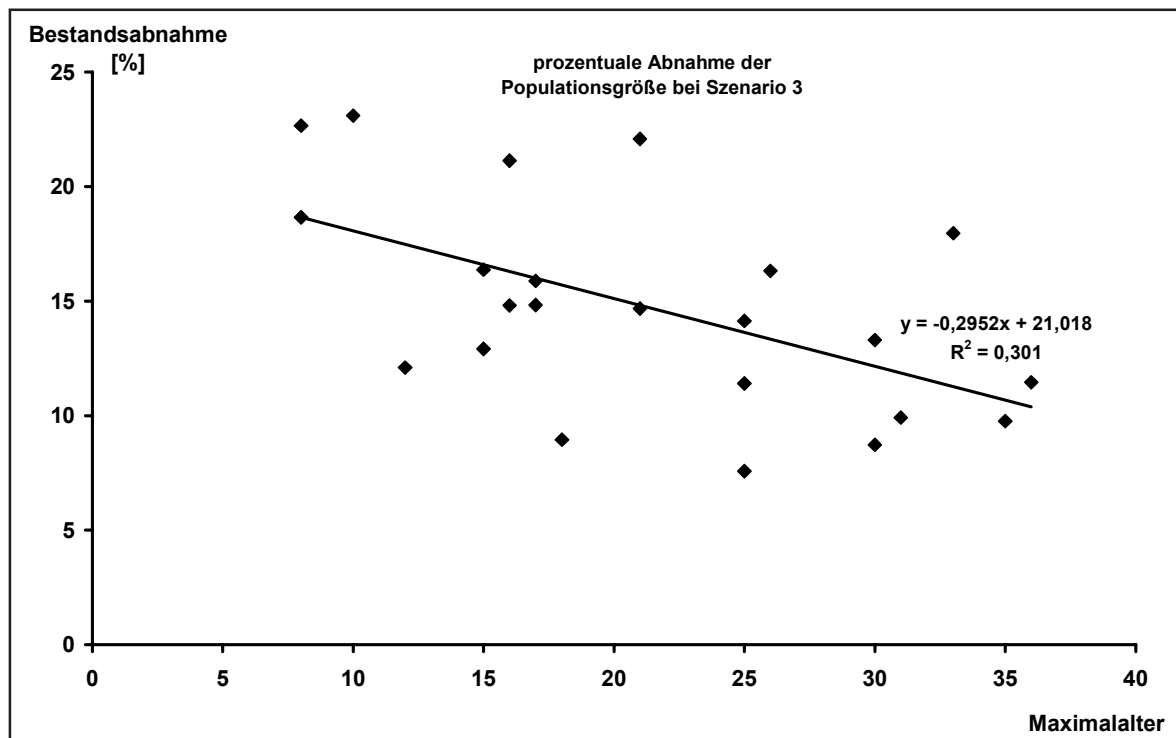


Abbildung 20. Bestandsentwicklung von unterschiedlichen Vogelarten bei einer Zunahme der Sterblichkeit von 0,5% in Bezug zum Maximalalter der Art.

Figure 20. Population developments of different bird species (dots) under scenario 2 (increase of annual mortality rate by 0.5%) in relation to longevity.

(Tab. 16). Kurzlebige Arten, die bereits mit einem Jahr geschlechtsreif sind, benötigen einen erheblich geringeren Anstieg der Reproduktionsrate zum Ausgleich der zusätzlichen Verluste als langlebige Arten mit spätem Eintritt in die Geschlechtsreife.

Fledermäuse

Die Fledermausarten unterscheiden sich nur sehr geringfügig in den populationsbiologischen Daten (Tab. 14). Anhand der Adultsterblichkeit und des Reproduktionserfolges lassen sich dennoch zwei Gruppen bilden. Eine Gruppe besteht aus Abendsegler und Rauhhautfledermaus, die andere aus Breitflügelfledermaus und

Tabelle 16. Ausgleich erhöhter Sterblichkeit durch Anstieg der Reproduktion bei Arten mit unterschiedlichen Maximalalter und Eintritt in die Reproduktion.

Table 16. Substitution of increased mortality rates of different bird species by increased reproduction rates under different scenarios.

Art	Alter erste Reproduktion	Maximalalter	Erhöhung der Reproduktionsrate [%] bei Szenario 2	Erhöhung der Reproduktionsrate [%] bei Szenario 3
Feldlerche	1 J.	10 J.	0,8	2,1
Wiesenpieper	1 J.	8 J.	0,001	1,5
Goldregenpfeifer	1 J.	12 J.	0,3	2,3
Kiebitz	1,5 J.	25 J.	0,7	3,4
Austernfischer	3 J.	35 J.	0,8	6,9
Weißstorch	4 J.	30 J.	0,0	5,4
Seeadler	4,4 J.	36 J.	1,6	5,9
Kranich	5 J.	30 J.	1,9	7,4

Zwergfledermaus. Beide Gruppen unterscheiden sich ebenfalls im Bestandsrückgang infolge der erhöhten Sterblichkeit durch Windkraftanlagen. Im Vergleich zu den Vögeln ist der Bestandsrückgang jedoch bei den Fledermäusen zumeist niedriger.

4.3 Diskussion der Simulationsberechnungen

Sensitivitätsanalysen, wie die hier vorgelegte, können Hinweise auf die Wirkung zusätzlicher Verluste auf die Populationsentwicklung geben. Es handelt sich um vereinfachte Modelle, die nur einen Teil der Einflussfaktoren berücksichtigen. So können Windkraftanlagen durch die Scheuchwirkung zusätzlichen Einfluss auf die Population einer Vogelart gewinnen, die zudem additiv wirken können.

In anderen Studien (Dierschke, Hüppop & Garthe, 2003) wird von einer Erhöhung der Mortalitätsrate um 5% ausgegangen (Empfehlung gemäß NERI 2000). Diese Berechnung hat zur Folge, dass die um 5% erhöhte zusätzliche Sterblichkeit durch Windkraftanlagen bei Arten mit höherer vorhandener Sterblichkeit nominell höher ist, als bei Arten mit geringer Sterblichkeit. Beispielsweise würden in unseren Beispielen von 100 Seeadlern statt 17 Individuen danach 17,85 Individuen jährlich sterben. Beim Wiesenpieper hingegen würden statt 54 Individuen jetzt 56,7 Individuen sterben. Damit wären die Auswirkungen für die Wiesenpieperpopulation relativ größer als die beim Seeadler. Wir erhöhten die Sterblichkeit nicht in dieser Weise, weil wir davon ausgehen, dass jährlich ein fester Anteil der Population (angenommen 0,5% und 0,1%) an Windkraftanlagen verunglücken.

Kurzlebige Arten reagieren bei unseren Modellrechnungen im Allgemeinen mit stärkeren prozentualen Bestandsrückgängen als langlebige Arten. Die kurzlebigen Arten können aber die Verluste durch einen geringeren prozentualen Anstieg der Reproduktionsrate besser kompensieren als langlebige Arten. Unsere Ergebnisse zeigen im Prinzip ähnliche Tendenzen auf, wie die Ergebnisse von Dierschke et al. (2003).

Morrison et al. (1998) vergleichen die Sensitivität verschiedener Artengruppen bei Vögeln auf die Sterblichkeit in verschiedenen Altersklassen. Dabei reagierten Singvögel stärker auf eine Veränderung der Jugendsterblichkeit als auf die Adultsterblichkeit, während Enten gleich auf eine Veränderung der Jugend- wie auch Adultsterblichkeit reagieren. Bei Gänsen, Möwen und Adlern ist die Sensitivität für eine Änderung der Adultsterblichkeit höher als für die Jugendsterblichkeit.

Morrison & Pollock (1997) stellten fest, dass eine erhöhte Jugendsterblichkeit leichter durch eine Erhöhung der Reproduktionsrate ausgeglichen werden kann, als eine erhöhte Adultsterblichkeit. Daher sind unsere Ergebnisse einer leichteren Kompensation der Verluste durch eine erhöhte Reproduktion bei kurzlebigen Arten erklärlich. Eine Erhöhung der Reproduktionsrate kann unter bestimmten Bedingungen tatsächlich erwartet werden. Insbesondere bei Arten deren Populationsgröße die Kapazitätsgrenze erreicht hat, wird die Reproduktionsrate durch Konkurrenz und Dichte begrenzt und würde bei einer höheren Sterblichkeitsrate wieder ansteigen. Jedoch können bei Arten, deren Populationsgröße die Kapazitätsgrenze nicht erreicht hat, bzw. deren Reproduktionserfolg durch andere Faktoren, wie Habitat-

qualität oder klimatische Faktoren begrenzt wird, zusätzliche Verluste durch Windkraftanlagen nicht kompensiert werden.

Bei Fledermäusen wirken sich zusätzliche Verluste geringer auf die Populationsentwicklung als bei Vögeln aus, da Fledermäuse ein polygames Fortpflanzungssystem haben. Danach würde sich der Verlust eines Weibchens jedoch sehr viel stärker auswirken, als der Verlust eines Männchens, was aber bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden konnte. Es kann aber von einer gleichmäßigen Verteilung der Verluste bei Männchen und Weibchen ausgegangen werden.

Die vorgelegten Modellrechnungen sind sehr vereinfacht, weil sie davon ausgehen, dass alle Arten mit gleicher Wahrscheinlichkeit an Windkraftanlagen verunglücken. Dies dürfte nicht der Realität entsprechen. Beispielsweise liegen wesentlich mehr Meldungen von an Windkraftanlagen verunglückten Seeadlern vor, als von Weißstörchen. Verluste beider Vogelarten dürften mit gleicher Wahrscheinlichkeit gemeldet werden. Die Weißstorchpopulation ist zudem ungleich größer als die des Seeadlers. Über mögliche Ursachen der unterschiedlichen Gefährdung kann nur spekuliert werden. Doch macht das Beispiel deutlich, dass für jede Vogelart eine spezifische Gefährdungsanalyse erstellt werden müsste, um die Modellrechnungen den Realitäten anzunähern. Diese spezifischen Gefährdungsanalysen müssen auch andere additiv wirkende Gefährdungen einbeziehen. Eine Bestandsanalyse, die der Frage nachgeht, ob zusätzliche Verluste durch einen höheren Reproduktionserfolg ausgeglichen werden können, ist dabei ebenfalls erforderlich.

Zu bedenken ist weiterhin, dass die Mortalität durch Windkraft vermutlich weniger selektiv wirkt als natürliche Mortalitätsursachen. Es werden also nicht unbedingt die im populationsgenetischen Sinne mit weniger Fitness ausgestatteten Individuen „ausgelesen“ sondern es trifft durchaus auch für die Populationsentwicklung wichtige Individuen, wie das Beispiel der Rotmilane zeigt. Andererseits kann natürlich nicht ausgeschlossen werden, dass die Verluste an WKA zu einer kompensatorischen Verringerung der Mortalität an anderer Stelle kommt.

Grundsätzlich lässt sich also kaum sagen, dass der Verlust eines Individuums einer kurzlebigen Art mit hohem Reproduktionsvermögen (gilt für viele Singvogelarten) weniger schwer wiegt, als der Verlust eines Individuums einer langlebigen Art. Langlebige Arten haben allerdings größere Schwierigkeiten, die Verluste durch erhöhte Reproduktion auszugleichen. Im Allgemeinen besitzen langlebigen Arten (oft Großvögel bzw. Seevögel) jedoch deutlich kleinere Populationen als die kurzlebigen Singvögel. Eine Kollision eines Individuums einer langlebigen Art bedeutet also eine stärkere Erhöhung der Mortalitätsrate und wirkt sich insofern stärker auf die Population aus als die Kollision eines Individuums einer kurzlebigen, häufigen Singvogelart.

5. Maßnahmen zur Reduktion der Auswirkungen von WKA

Insbesondere in den USA wurde relativ frühzeitig damit begonnen zu untersuchen, wie Mortalität von Vögeln und später auch Fledermäusen an WKA zu vermeiden oder wenigstens einzudämmen sei (Smallwood & Thelander, 2004; Sterner, 2002; US Fish and Wildlife Service, 2003). Aus diesen Studien ergeben sich eine ganze Reihe von Empfehlungen, die hier zusammengestellt und mit Ergebnissen aus der

hier vorliegenden Literaturzusammenstellung ergänzt werden. Dabei sollen auch andere negative Einflüsse von WKA, also die Stör- und Barrierewirkung berücksichtigt werden. Die Empfehlungen lassen sich grob einteilen in Standortwahl, Maßnahmen im Umfeld von WKA, Konfiguration der WKA in einem Windpark, Betrieb der WKA und Maßnahmen an den einzelnen WKA.

5.1 Standortwahl

Trotz aller Untersuchungen zu Maßnahmen an und um WKA ist die richtige Standortwahl nach wie vor die wichtigste Methode, um negative Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse zu verringern. Die Zusammenstellungen der jährlichen Kollisionsraten von Vögeln und Fledermäusen (Tab. 9 und 12) zeigen, dass Standorte in Gebieten mit hohem Vorkommen von Greifvögeln (Gebirgskämme), sowie Feuchtgebiete und Wälder (Fledermäuse) als Standorte von WKA gemieden werden sollten.

Auch in den USA existieren Empfehlungen zur Standortwahl (US Fish and Wildlife Service, 2003):

- Vermeidung von Standorten geschützter Tiere und Pflanzen;
- Vermeidung von Standorten mit sehr empfindlichen Vogelarten (5 km Abstand von Balzarenen des Prairiehuhns);
- Vermeidung von Standorten an bekannten Vogelflug- und -zugwegen bzw. an bekannten Vogelkonzentrationen;
- Vermeidung von Standorten an bekannten Überwinterungs, Reproduktions- und Fluggebieten von Fledermäusen;
- Vermeidung von Standorten mit bekannt hohem Greifvogelaufkommen (Geländekanten, Gebiete mit besonders hoher Nahrungsdichte);
- Vermeidung von Habitatsegregationen durch WKA (Windparks sollten nicht zusammenhängende Lebensräume voneinander trennen)

Auch von anderen Autoren wird empfohlen, kritische Standorte (Geländekanten, Feuchtgebiete, Wälder) zu vermeiden (Sterner, 2002; Strickland et al., 2001a). Für Fledermäuse sollten nach gegenwärtigem Kenntnisstand die Jagdgebiete der Breitflügelfledermaus, der Bereich von 200 m um Gehölze und besonders insektenreiche Standorte von WKA freigehalten werden (Bach, 2002; Rahmel et al. 2004), damit es nicht zu Jagdgebietsverlusten kommt. In entsprechenden Gebieten wird weiterhin empfohlen, zum Schutz der Greifvögel einen Abstand von mindestens 50 m zu Geländeabbrüchen einzuhalten (Hoover, 2002; Johnson et al., 2000). Da in einigen Fällen relativ wenige WKA für einen großen Teil der Verluste verantwortlich sind (z.B. in Altamont), sollte erwogen werden, diese Turbinen zu beseitigen (Sterner, 2002).

Bedeutende Rastgebiete von Wat- und Wasservögel sollten ebenfalls frei von Windkraftanlagen bleiben. Es wird ein Abstand von wenigstens 400 m empfohlen, an Gänserastplätzen wenigstens 500 m. Diese Werte gelten für die derzeit überwiegend in Betrieb befindlichen Anlagen (Nabenhöhen unter 50m). Für zukünftig größere WKA sind diese Werte zu überprüfen. Bekannte Zug- und Flugkorridore von Vögeln sollten frei von WKA bleiben.

5.2 Gestaltung der Umgebung von WKA

Die Untersuchungen an verschiedenen Windparks in den USA, aber auch Beobachtungen in Deutschland deuten darauf hin, dass es zu vielen Opfern unter den Greifvögeln kommt, weil diese durch die Umgebung der Windkraftanlagen angelockt werden. Dies kann dadurch geschehen, dass dort ohnehin schon eine hohe Beutedichte herrscht, aber oft auch dadurch, dass sich die Nahrungsdichte im Zuge der Einrichtung eines Windparks noch erhöht. Dies steht oft damit in Zusammenhang, dass in der Nähe der WKA Strukturen entstehen, die für Kleinsäuger besonders vorteilhaft sind. Dies können zum Beispiel Brachflächen sein. Kleinsäuger sind die Hauptnahrung vieler Greifvögel. Weiterhin können durch die Anlage von WKA Ansitzwarten für Greifvögel entstehen, die diese zusätzlich anlocken, z. B. Zäune, aber auch die Gittermasten mancher Anlagen.

Die Empfehlungen lauten dementsprechend:

- Vermeidung von Strukturen, die Vögel und Fledermäuse anziehen könnten (Teiche, Habitatränder, Gebiete mit erhöhter Kleinsäugerdichte wie Brachen etc.) (Bach 2003; Hoover, 2002; Kelly, 2000; Rahmel et al., 2004; Sterner, 2002; US Fish and Wildlife Service, 2003);
- Minimierung von Infrastruktur wie Straßen, Zäune etc, Vermeidung – eventuell Beseitigung – von Ansitzwarten (Kelly, 2000; Sterner, 2002; Strickland et al., 2001a; US Fish and Wildlife Service, 2003);
- Beseitigung von Aas (um Attraktivität für Greifvögel zu vermindern) (US Fish and Wildlife Service, 2003)

Auch die Möglichkeit, Vögel gezielt aus dem Bereich der WKA zu verscheuchen, wird erwogen (Kelly, 2000), mehr dazu siehe unten.

5.3 Konfiguration der WKA in einem Windpark

Eine Reihe von Studien hat gezeigt, dass Windparks, die in einer Reihe quer zur Hauptflugrichtung von Vögeln angeordnet sind, stärker als Barriere wirken und ggf. häufiger Kollisionen verursachen, als Anlagen in paralleler Ausrichtung bezüglich der Zugwege (Everaert et al., 2002; Isselbacher & Isselbacher, 2001). Die Empfehlung lautet dementsprechend die Windparks parallel und nicht quer zu den Hauptflugrichtungen auszurichten. Zusätzlich sollten in Windparks Turbinen zu Blocks zusammengefasst werden, so dass Korridore entstehen, die von den Vögeln zur sicheren Passage genutzt werden können (Albouy et al., 1997; Albouy et al., 2001; US Fish and Wildlife Service, 2003).

5.4 Betrieb der WKA

Wenn Kollisionsprobleme nur in bestimmten Jahreszeiten auftreten, wie dies z.B. bei Fledermäusen oft der Fall ist, wird ein Abschalten der WKA während der Hauptflugzeiten empfohlen (Kelly, 2000; Sterner, 2002; US Fish and Wildlife Service, 2003).

5.5 Gestaltung der einzelnen WKA

Von etlichen baulichen Eigenarten von WKA ist durch Untersuchungen bekannt, dass sie die Kollisionsgefahr beeinflussen.

Mastkonstruktion

Es sollten nur geschlossene Masten zur Anwendung kommen, die keine Ansitzmöglichkeiten für Greifvögel besitzen (US Fish and Wildlife Service, 2003). Gittermasten haben sich in der überwiegenden Zahl der Untersuchungen als schädlich herausgestellt (Sternner, 2002), siehe aber auch Thelander & Rugge (2000).

Besonders gefährlich sind die bei älteren Anlagen verwendeten Stabilisierungsseile, die vermieden werden sollten. Höhere Masten können vorteilhaft sein; Anlagen mit besonders hoher Mortalität sollten durch modernere ersetzt werden (Repowering, siehe auch eigenes Kapitel in diesem Bericht). Wo möglich sollte die Masthöhe so gewählt werden, dass das Kollisionsrisiko minimiert wird (US Fish and Wildlife Service, 2003).

Ableitung des Stroms

Die Ableitung sollte unterirdisch erfolgen, um Kollisionen mit Elektroleitungen zu vermeiden (Albouy et al., 1997; Albouy et al., 2001; US Fish and Wildlife Service, 2003).

Beleuchtung der WKA

Im Offshore-Bereich wird die Gefahr des Vogelschlags an Förderplattformen durch die Beleuchtung erheblich heraufgesetzt (Marquenie & van de Laar, 2004). Die bisher größte in einer Nacht gefundene Menge an einer WKA verunglückter Vögel war mit einer beleuchteten, stehenden Anlage kollidiert (Karlsson, 1983). Licht zieht also offensichtlich Vögel an und verstärkt die Gefahren nächtlicher Kollisionen. Erste Untersuchungen lassen vermuten, dass die Orientierung der Vögel stärker durch weißes und rotes Licht als durch grünes und blaues Licht beeinflusst wird (Poot, 2004). Da die Gefahr besteht, dass Vögel durch rote Blinklichter als Sicherheitsbeleuchtung angezogen werden, sollte die Beleuchtung auf ein Minimum reduziert werden und wenn möglich die Intervalle zwischen den einzelnen Lichtimpulsen möglichst groß gewählt werden. Statt roter Blinklichter wird Strobe-Light empfohlen, das Vögel weniger stark anlockt (Sternner, 2002; US Fish and Wildlife Service, 2003). Zur Frage der Beleuchtung von WKA liegen allerdings noch keine gesicherten Untersuchungsergebnisse vor.

Erhöhung der Wahrnehmbarkeit der Rotorflügel

Vögel können, wenn sie sich sehr nahe an einer WKA befinden, drehende Windmühlenflügel nicht mehr als feste Objekte sondern nur noch als Schleier wahrnehmen (Bewegungsschleier, motion smear). Die Entfernungen, ab der dieses Phänomen auftritt, betragen etwa 20 m bei kleinen, schnell drehenden Rotoren und 50 m bei größeren Rotoren. Hierin könnte einer der Gründe für viele Kollisionen von Greifvögeln liegen, die fast ausschließlich tagsüber passieren, also zu einer Zeit, in der das Sehvermögen der Vögel eigentlich gut funktioniert. Sinnesphysiologische Experimente haben gezeigt, dass das Übermalen eines der drei Flügel mit

schwarzer Farbe bzw. seine Kennzeichnung mit schwarzen Mustern die Wahrnehmbarkeit des Rotors erhöht. Die Markierungen müssen senkrecht zur Flügel-längsachse verlaufen. Die Kennzeichnung der Flügelenden erhöht deren Wahrnehmbarkeit bei lateraler Annäherung (Hodos, 2001; Hodos et al., 2001; McIsaac, 2001).

In Feldstudien ließ sich die Wirksamkeit von Rotorblattzeichnungen bisher noch nicht eindeutig nachweisen. Zu berücksichtigen ist, dass dies aus methodischen Gründen allerdings auch sehr schwer ist (Erickson et al., 1999; Sterner, 2002).

Keinen messbaren Erfolg im Hinblick auf die Vermeidung von Kollisionen bzw. auf die Fernhaltung von Vögeln aus dem Gefahrenbereich hat bisher die Beschichtung von WKA mit UV-reflektierender Farbe erbracht (Strickland et al., 2001a; Young et al., 2003b).

Der Einfluss der Rotationsgeschwindigkeit auf das Kollisionsrisiko ist bisher noch nicht untersucht worden (Sterner, 2002).

Möglicherweise ließe sich die Wahrnehmbarkeit von WKA durch akustische Signale steigern, etwa durch einen Pfeifton (Dooling & Lohr, 2001) oder durch Warnrufe (Sterner, 2002). Diese Maßnahmen könnten aber für Fledermäuse sehr gefährlich sein, da diese dadurch angelockt werden könnten (Bach in litt.).

Zu klären wäre auch, wie es erreicht werden kann, dass ziehende Fledermäuse vor WKA ihre akustischen Orientierungsmöglichkeiten aktivieren.

5.6 Übertragbarkeit der Maßnahmen auf die Verhältnisse in Deutschland

Grundsätzlich sind alle der in Kap. 5 genannten Empfehlungen zur Verringerung der negativen Auswirkungen von WKA auf Vögel und Fledermäuse auch in Deutschland anwendbar. Einige Probleme (Greifvogelmortalität an WKA auf Berg-rücken und Geländeabbrüchen) gab es in Deutschland bisher nicht. Für bestimmte Probleme, die in den vergangenen Jahren in Deutschland auftraten, sind in der Literatur kaum Lösungshinweise zu finden. Dies gilt besonders für die zunehmenden Kollisionen von Greifvögel, insbesondere Rotmilan und Seeadler, in den vergangenen Jahren. Diese Kollisionen treten nicht gehäuft an bestimmten Stellen auf, sondern verteilen sich scheinbar zufällig.

Inwieweit Maßnahmen zur besseren Wahrnehmbarkeit von Anlagen zur Lösung der Probleme in der Lage sind, ist unsicher. Maßnahmen, die zu einer Verscheuchung von Vögeln aus dem Bereich von WKA führen, sollten nur dort angewendet werden, wo Kollisionen in stärkerem Maße zu erwarten sind. An Windparks, deren negative Wirkung vor allem in der Verdrängung von Vögeln aus ihren angestammten Rastgebieten liegt, wären solche Maßnahmen möglicherweise kontraproduktiv.

6. Abschätzung der Auswirkungen eines Repowering

Da einerseits insbesondere in Norddeutschland Standorte für Windparks knapp werden und andererseits die technische Entwicklung von WKA in den letzten Jah-

ren schnell vorangeschritten ist, werden zur Zeit zahlreiche kleinere WKA durch größere Anlagen ersetzt (Repowering). Aller Voraussicht nach wird sich dieser Trend in den nächsten Jahren fortsetzen. In diesem Kapitel soll anhand der zuvor zusammengestellten Ergebnisse versucht werden zu beurteilen, welche Auswirkungen durch ein Repowering auf Vögel und Fledermäuse zu erwarten sind.

Es sollen die Auswirkungen des Repowering hinsichtlich der Scheuchwirkung und der Kollisionsgefahr betrachtet werden. Um erste Anhaltspunkte für die Auswirkungen des Repowering zu erlangen, werden Modellrechnungen für vier verschiedene Szenarien durchgeführt. Im Szenario 1 wird davon ausgegangen, dass zehn 0,15 MW-Anlagen durch eine 1,5 MW-Anlage ersetzt werden. Unter Berücksichtigung der Beziehung von Nabenhöhe und Leistung der WKA (Kapitel 3.1.2) bedeutet dies, dass im Durchschnitt zehn jeweils 27,4 m hohe Masten durch einen 78,5 m hohen ersetzt werden. Im Szenario 2 wird davon ausgegangen, dass drei 0,5 MW-Anlagen durch eine 1,5 MW-Anlage ersetzt werden. Unter Berücksichtigung von Kapitel 3.1.2 bedeutet dies, dass im Durchschnitt drei jeweils 47,4 m hohe Masten durch einen 78,5 m hohen ersetzt werden. Bisher wurde davon ausgegangen, dass die Kapazität des Windparks nicht erhöht wird. Dies ist jedoch in der Praxis nur selten der Fall. In den folgenden Szenarien werden deshalb die Gesamtleistung des Parks um den Faktor 1,5 (Szenario 3) bzw. den Faktor 2,0 (Szenario 4) heraufgesetzt. Dabei werden jeweils 0,5 MW-Anlagen durch 1,5 MW-Anlagen ersetzt.

Die Wahl gerade dieser Szenarien liegen folgende Überlegungen zugrunde: Daten zur Auswirkungen von WKA mit einer Leistung von über 1,5 MW liegen kaum vor. Würden in den Szenarien größere Anlagen eingesetzt, bedeuteten die Ergebnisse eine Extrapolation, die als sehr unsicher einzustufen wäre. Das Ersetzen von 0,5 MW durch 1,5 MW Anlagen und die Kapazitätserhöhung des Windparks auf die 1,5- bis 2,0-fache Leistung (Szenarien 3 und 4) entspricht oft den realen Gegebenheiten (P. Ahmels, Bundesverband Windenergie, mündliche Mitt.). Der Ersatz von 0,15 MW-Anlagen bzw. 0,5 MW-Anlagen durch 1,5 MW-Anlagen (Szenarien 1 und 2) sollte es erlauben, den Einfluss der Anlagengröße bei gleichbleibender Gesamtleistung zu beurteilen.

6.1 Repowering und Störwirkung auf Vögel

Die Beziehungen zwischen Nabenhöhe der WKA und Mindestabstand der Vögel von WKA (Tab. 6) bzw. zwischen Nabenhöhe und Leistung der Anlagen erlauben es abzuschätzen, wie sich ein Repowering auf die Raumnutzung der Vögel auswirken könnte. Dazu werden folgende vereinfachende Annahmen getroffen:

1. Die Vögel nutzen den Raum innerhalb eines Kreises mit dem Radius des Minimalabstandes um die WKA überhaupt nicht (Störbereich), außerhalb dieses Kreises gibt es keine Auswirkungen der WKA.
2. Es handelt sich um einzeln stehende WKA. Da sich die Windparks hinsichtlich ihrer Anlagenkonfiguration erheblich unterscheiden, wurde diese hier nicht berücksichtigt. Die Konfiguration müsste für jeden Windpark zusätzlich und jeweils einzeln berücksichtigt werden.

Eine Abschätzung der Auswirkung kann nun durch den Vergleich der Größe der Störbereiche erfolgen. Ergibt sich zum Beispiel in Szenario 1, dass der Störbe-

reich einer 1,5 MW-Anlage kleiner als der von zehn 0,15 MW-Anlagen, ist das Repowering aus der Perspektive der Störwirkung auf Vögel zu befürworten, sonst nicht. Analog gilt für Szenario 2, dass ein Repowering sich positiv auswirkt, wenn der Störbereich einer 1,5 MW-Anlage kleiner ist als der von drei 0,5 MW-Anlagen. In Szenario 4 ist zu überprüfen, ob der Störbereich von zwei 1,5 MW-Anlage kleiner ist als der von drei 0,5 MW-Anlagen.

Die Ergebnisse der Beispielrechnungen finden sich in Tab. 17. Die Ergebnisse der Szenarien 1 und 2 unterscheiden sich nicht voneinander. Im Falle einer gleichbleibenden Gesamtkapazität des Windparks wäre für die Brutvögel in allen Fällen ein Repowering positiv zu bewerten. Für die Gastvögel ergab sich ein uneinheitli-

Tabelle 17. Abschätzung der Störwirkung von Repowering-Anlagen auf Vögel anhand von Modellrechnungen. Positive Auswirkungen bedeuten einen kleineren gestörten Bereich, negative Auswirkungen einen größeren gestörten Bereich nach dem Repowering. Einzelheiten siehe Text.

Table 17. Assessment of the extend of the area in which disturbance of birds occurs after repowering old wind farms. Results of model calculations under different scenarios. „positiv“ means a smaller area of disturbance after repowering, „negativ“ means a bigger area of disturbance after repowering. See text for details.

Szenario		1	2	3	4
Kapazitätserhöhung des Windparks		nein	nein	1,5 x	2,0 x
Austausch von WKA		0,15 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW
Art					
Brutzeit					
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	positiv	positiv	negativ	negativ
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	positiv	positiv	positiv	negativ
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Amsel	<i>Turdus merula</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Schilfrohrsänger	<i>Acroc. schoenobaenus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Teichfrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Nicht-Brutzeit (Rastvögel)					
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Gänse	Gänse	positiv	positiv	negativ	negativ
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Tauchenten		positiv	positiv	positiv	positiv
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	negativ	negativ	negativ	negativ
Turnfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	negativ	negativ	negativ	negativ
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	positiv	positiv	positiv	negativ
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	negativ	negativ	negativ	negativ
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	positiv	positiv	positiv	positiv
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	positiv	positiv	negativ	negativ
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	positiv	positiv	negativ	negativ
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	negativ	negativ	negativ	negativ
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	negativ	negativ	negativ	negativ
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	negativ	negativ	negativ	negativ

ches Bild. Negative Bewertungen betrafen Mäusebussarde, Turmfalken, Kiebitze, Lachmöwen und Rabenkrähen. Für alle übrigen Arten würde ein Repowering unter den beschriebenen Umständen die Störfläche verringern. Mäusebussarde, Turmfalken, Lachmöwen und Rabenkrähen gehören zu den Arten, die nur sehr wenig von WKA verdrängt werden, so dass die Störfläche auch nach einer Vergrößerung insgesamt noch sehr klein wäre. Auch größere Anlagen dürften keinen nennenswerten größeren Effekt ausüben, so dass auch hier die Wirkungen eines Repowering als nicht gravierend eingestuft werden können. Kiebitze hingegen zeigen eine, durch die Daten gut belegte, sehr starke Reaktion auf die Größe von WKA, so dass davon auszugehen ist, dass die Rastbestände dieser Art tatsächlich von einem Repowering negativ beeinflusst werden.

Die der Realität wohl näher kommenden Szenarien 3 und 4 zeigen ein etwas anderes Bild. Bezüglich der Brutvögel sind negative Auswirkungen auf Uferschnepfen und vor allem Kiebitze zu erwarten. Bei den Rastvögeln ergeben sich außer für die schon in den Szenarien 1 und 2 negativ beurteilten Arten auch für die Vögel, die sich als besonders sensitiv gegenüber WKA erwiesen haben (Gänse, Watvögel der offenen Landschaft), negative Bewertungen.

6.2 Repowering und Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen

Die Beziehungen zwischen Nabenhöhe und Kollisionsrate bei Vögeln und Fledermäusen erlauben es, analog zum Vorgehen in Kap. 6.1 abzuschätzen, um welchen Betrag sich die Kollisionsraten unter den genannten Szenarien verändern werden. Würde beispielsweise in Szenario 2 eine 0,5 MW-Anlage durch eine 1,5 MW-Anlage ersetzt, ergäbe sich unter Benutzung der Regressionsgleichungen für die in Abb. 16 aus Kap. 3.2. dargestellten Daten, dass sich für Vögel die Kollisionsrate von 13,8 auf 23,1 erhöhte. Dies entspricht dem Faktor 1,7, also erheblich weniger als der Faktor 3, um den sich die Anlagenzahl verringert. Bezüglich des Vogelschlags ist ein Repowering nach Szenario 2 also als positiv zu bewerten. Für Fledermäuse betragen die entsprechenden Werte 10,9 jährliche Opfer für eine 0,5 MW-Anlage und 37,6 jährliche Opfer für eine 1,5 MW-Anlage. Die Zahlen unterscheiden sich um den Faktor 3,5, also mehr als um den Faktor 3, um den sich die Anlagenzahl verringert. Es ist also davon auszugehen, dass nach dem Repowering nach Szenario 2 mehr Fledermäuse verunglücken als vorher.

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tab. 18. dargestellt. Fledermäuse dürften insgesamt empfindlicher auf ein Repowering reagieren als Vögel. Für Vögel scheint sich generell die Vergrößerung der Anlagen bei gleichbleibender Gesamtkapazität des Windparks eher mindernd auf das Kollisionsrisiko auszuwirken. Die Kapazitätserweiterung bewirkt dann aber eine Erhöhung des Risikos. Der kritische Punkt liegt offensichtlich zwischen Kapazitätserhöhungen um den Faktor 1,5 und 2,0.

Bei diesen Modellrechnungen ist unbedingt zu bedenken, dass sie auf nur sehr wenigen untersuchten Fällen beruhen und dass die Beziehungen zwischen Nabenhöhe und Kollisionsrate weder für Vögel noch für Fledermäuse statistisch gesichert sind. Hinzu kommt, dass sowohl für Vögel als auch für Fledermäuse die Befunde sehr hoher Kollisionsraten aus dem Ausland und aus nicht immer mit den

Tabelle 18. Abschätzung der Auswirkung von Repowering auf das Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen anhand von Modellrechnungen. Positive Auswirkungen bedeuten eine geringere Kollisionsgefahr, negative Auswirkungen eine größere Kollisionsgefahr nach dem Repowering. Einzelheiten siehe Text.

Table 18. Assessment of collision rates of birds and bats in relation to repowering old wind farms. Results of model calculations under different scenarios. „positiv“ means a smaller annual collision rate per turbine after repowering, „negativ“ means a higher annual collision rate per turbine after repowering. See text for details.

Szenario	1	2	3	4
Kapazitätserhöhung des Windparks	nein	nein	1,5 x	2,0 x
Austausch von WKA	0,15 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW	0,5 MW durch 1,5 MW
Vögel	positiv	positiv	positiv	negativ
Fledermäuse	positiv	negativ	negativ	negativ

mitteleuropäischen Verhältnissen vergleichbaren Habitaten stammen. Es kann sich hier also bestenfalls um erste, sehr vorsichtig zu bewertende Einschätzungen handeln. Jede weitere Untersuchung kann die Gesamtergebnisse erheblich verändern, die deshalb keinesfalls als gesichert anzusehen sind. Auch lässt sich derzeit nicht abschätzen, welche Gefahren die erhebliche Vergößerung der WKA der neuen Generationen für den Vogelzug - insbesondere in der Nacht - und für Fledermäuse darstellen.

6.3 Zusammenfassende Bewertung des Repowerings

Versteht man unter Repowering das Ersetzen kleiner, älterer WKA durch eine geringere Anzahl größerer Anlagen, ohne dass sich die Summe der Leistung verändert, überwiegen nach gegenwärtigem Wissensstand die positiven Auswirkungen. Wenige größere Anlagen hätten vermutlich eine geringere Scheuchwirkung auf die meisten Vogelarten als viele kleine Anlagen. Zwar steigt die Kollisionsrate von Vögeln offensichtlich in gewissem Maße mit der Größe der Anlagen, aber diese Steigerung wird vermutlich durch die Verringerung der Anlagenzahl mehr als ausgeglichen. Dies gilt für Vögel und in eingeschränktem Maß auch für Fledermäuse.

Wird im Zuge eines Repowerings die Gesamtkapazität eines Windparks erhöht, vermindern sich die Vorteile. Besonders empfindliche Vogelarten werden zunehmend gestört, das Kollisionsrisiko besonders für Fledermäuse nimmt zu. Nach sehr vorsichtigen Abschätzungen und Bewertungen aller Teilergebnisse dürfte der Punkt, an dem die negativen Effekte zu überwiegen beginnen, etwa bei einer Kapazitätserhöhung um den Faktor 1,5 beginnen (bei Austausch von 0,5 MW-Anlagen durch 1,5 MW-Anlagen).

Weitgehend unbekannt ist allerdings noch, wie sich sehr große und dann notwendigerweise beleuchtete Anlagen auf nächtlich ziehende Vögel auswirken. Bisher existieren keine konkreten Hinweise auf hohe Vogelschlagraten. Es ist allerdings zu beachten, dass in Deutschland bisher bei nur relativ wenigen WKA eine ähnlich

systematische Suche nach Opfern durchgeführt worden ist, wie in den USA, wo derartige Kontrollen zum Standardprogramm für Begleituntersuchungen gehören (Morrison, 1998; Morrison & Pollock, 2000). Besonders die kleinen, oft unscheinbaren Singvögel, die einen großen Teil der Nachtzieher ausmachen, dürften, falls sie mit WKA kollidieren, oft unentdeckt bleiben.

Abschließend soll auf eine bedeutsame Möglichkeit hingewiesen werden, die das Repowering bietet. Es könnten Standorte für WKA aufgegeben werden, die besonders nachteilig für Vögel und Fledermäuse wirken. Stattdessen könnten Anlagen an weniger problematischen Standorten errichtet werden. Durch eine solche „Flurbereinigung“ der Windkraftnutzung dürfte es möglich sein, eine Reihe von Konflikten zwischen Naturschutz und Windkraftnutzung aus der Welt zu schaffen.

7. Auswirkungen anderer Formen regenerativer Energiegewinnung

Außer durch Windkraft kann Energie auch durch andere Methoden auf regenerative Art und Weise produziert werden. Dazu zählen insbesondere die Nutzung der Wasserkraft, die Nutzung der Solarenergie und der Anbau von „Energiepflanzen“. Die Wasserkraft wird bereits seit langer Zeit als Energieträger benutzt. Die Auswirkungen auf die biologische Umwelt sind komplex (Umweltbundesamt, 2001). Vögel und Fledermäuse sind vor allem durch indirekte Auswirkungen der Wasserkraft betroffen. Einerseits werden durch die Einrichtung von Staustufen und Talsperren neue stehende Gewässer geschaffen, die Lebensräume für eine Reihe von Arten bieten können. Andererseits gehen gleichzeitig Fließgewässer- und Auenlebensräume sowie die natürliche Dynamik von Flüssen verloren. Da die Auswirkungen der Wasserkraft auf andere Organismengruppen (z. B. wandernde Fische und Fließgewässerinsekten) ungleich größer ist als auf Vögel und Fledermäuse (Bunge et al., 2001; IKS et al. 2003; Meyerhoff et al. 1998), soll hier die Nutzung der Wasserkraft nicht weiter behandelt werden.

Solarenergie

Die Nutzung von Solarenergie zur Stromgewinnung erfährt zur Zeit einen großen Aufschwung. Nachdem Solaranlagen (zur Stromerzeugung und zur Warmwasserbereitung) bisher überwiegend auf Gebäuden installiert wurden, werden zur Zeit großflächige Solarparks in der Ausdehnung mehrerer Hektar in Betrieb genommen. Über die Auswirkungen solcher Einrichtungen, in denen sehr viele Solarpanels auf Gestellen auf Freiflächen montiert werden, auf Vögel und Fledermäuse gibt es fast keine Erkenntnisse. Analog zur Situation bei Windkraftanlagen sind zwei Wirkungen denkbar: Vertreibung von Brut- und Gastvögeln sowie Fledermäusen aus dem Bereich der Solaranlagen und Anflugopfer.

Zu Anflugopfer könnte es bei Vögeln und weniger wahrscheinlich bei Fledermäusen dadurch kommen, dass die mehr oder weniger stark spiegelnden Oberflächen der Solaranlagen Wasserflächen vortäuschen, von denen Vögel angezogen werden. Dies Phänomen tritt regelmäßig bei Straßen nach Regenfällen auf, die für Schwimmvögel zur Falle werden. Als denkbare Opfer kommen vor allem nachts ziehende Wat- und Wasservögel in Frage. Ob es in nennenswertem Maße zu Vo-

gelschlag kommt, lässt sich mit dem gegenwärtigen Wissensstand nicht entscheiden. Hier besteht ein erheblicher Forschungsbedarf (siehe Kap. 8).

Wie sich die Aufstellung von Solaranlagen auf Brutvögel auswirken wird, lässt sich ebenfalls kaum vorhersagen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich empfindlichere Arten der offenen Landschaft (Watvögel) nicht in Solarparks halten können. Inwieweit brütende Singvögel betroffen sind, lässt sich nicht pauschal beurteilen. In diesem Zusammenhang ist sicherlich die Bewirtschaftung der Freiflächen zwischen den Anlagenteilen entscheidend. Gleiches gilt auch für die Gastvögel. Gänse und empfindliche Watvögel dürften innerhalb von Solarparks kaum zu finden sein. Für die Beurteilung des Eingriffs aus der Sicht des Naturschutzes ist sicherlich entscheidend, wie die Flächennutzung und die Bedeutung des Gebiets vor der Einrichtung der Solaranlage zu bewerten waren.

Energiepflanzen

Nach gegenwärtigem Stand der Diskussion deuten sich im wesentlichen zwei Möglichkeiten der Energienutzung durch Pflanzen an: die Gewinnung von pflanzlichen Ölen (als Treibstoff) und die Verwertung ganzer Pflanzen zur Verbrennung oder Fermentierung.

Ölpflanzen

Bereits heute werden Treibstoffe vor allem aus Raps und Sonnenblumen gewonnen. Der Anbau dieser Pflanzen zur energetischen Verwertung unterscheidet sich nicht von deren Anbau zu anderen Zwecken, so dass die Erfahrungen aus der Landwirtschaft zu Rate gezogen werden können. Der intensive Anbau von Raps hat nicht grundsätzlich andere Auswirkungen auf Vogelbestände als andere intensive Formen der Landwirtschaft. Als Winterkultur mit einer bereits im Winter annähernd geschlossenen Vegetationsdecke bietet er im Gegensatz zu Wintergetreide einigen Vogelarten auch außerhalb der Brutzeit Nahrung (Gillings, 2001; Inglis et al., 1997), dies gilt besonders auch für überwinternde Großvögel (Schwäne, Gänse, Pfeifenten, Großtrappe). Die im Frühjahr sehr schnell aufwachsenden Pflanzen stehen so dicht, dass Feldvögel wie Rebhuhn, Wachtel, Kiebitz, Wiesenpieper, Grau- und Goldammer Rapsfelder meiden (Biber, 1993; Döring & Helfrich, 1986; Fuchs, 1997; Jenny et al., 2002; Morris et al., 2001; Salek, 1993; Sellin, 1994; Suter, Rehsteiner & Zbinden, 2002; Töpfer, 1996; Wakeham-Daeson & Aebischer, 1997; Weibel, 1995). Besonders Zweit- und Ersatzbruten sind kaum noch möglich, so dass die Vögel, die im zeitigen Frühjahr die noch niedrigen Bestände besiedelt haben, in eine „ökologische Falle“ tappen (Donald et al., 2001; Wilson et al., 1997). Allerdings können in einigen Regionen bestimmte Vogelarten vergleichsweise häufig in Rapsfeldern vorkommen. Dies gilt für Rohrammern (Burton et al., 1999) und insbesondere für Schafstelzen und Blaukehlchen in Norddeutschland (auch eigene Beobachtungen) und Polen (Stiebel, 1997; Tryjanowski & Bajczyk, 1999), nicht jedoch offensichtlich in Großbritannien (Mason & Macdonald, 2000).

Über den Anbau von Sonnenblumen und Vogelbestände liegen weniger Erfahrungen vor. Feldlerchen meiden zur Brutzeit Sonnenblumenfelder (Weibel, 1999; Weibel, 1995); jedoch können je nach Wildkrautanteil Sumpfrohrsänger und Dorngrasmücke vom Rand her einwandern (Dürr in lit.). Sonnenblumen-Stoppelfelder sind sehr wertvolle Nahrungsflächen für Körner fressende Singvogelarten und Tauben.

Grundsätzlich ist zu bedenken, dass viele Feldvogelarten auf ein Mindestmaß an Diversität in der Landnutzung angewiesen sind (NABU, 2004). Sollte der Anbau von Raps oder Sonnenblumen zur Ölgewinnung zu einer Vereinheitlichung der Anbaustruktur führen, wären negative Auswirkungen auf die Feldvogelbestände zu erwarten.

Gehölze

Schnell wachsende Gehölze, vor allem Weiden und Pappeln, werden in mehreren Ländern zur Gewinnung von Holzschnitzeln zur Verfeuerung angebaut. Die Bestände werden nach drei bis fünf Jahren geerntet, wenn sie etwa 5 m hoch sind. Pro Anbaufläche sind etwa sechs Ernten, also 20-30 Betriebsjahre möglich. Die wenigen bisher vorhandenen Untersuchungen (Anderson, Haskins & Nelson, 2003; Goransen, 1990; Kavanagh, 1990; Sage & Robinson, 1996) zeigen, dass die Gehölzflächen im ersten Kulturjahr von typischen Feldvögeln und dann zunehmend von Gebüschbrütern besiedelt werden. Die Siedlungsdichten hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab, unter anderem davon, wie rigoros die in den ersten Kulturjahren notwendige Unkrautbekämpfung durchgeführt wurde.

Ähnlich wie für die Solarparks wird eine Beurteilung von Energiegehölzpflanzungen aus Naturschutzsicht wesentlich davon abhängen, auf welchem Standort die Kultur angelegt wird. Intensiv genutzte Ackerstandorte können durch Gehölze aufgewertet werden. Feuchtwiesengebiete mit bedrohten Wiesenvögeln können jedoch auch entwertet werden.

Andere „Energiepflanzen“

Über die Auswertungen anderer pflanzlicher Energieträger auf Vogel- und Fledermausbestände gibt es wenige Angaben (Anderson et al., 2003). Sehr hoch aufwachsende Pflanzen wie *Miscanthus* dürften als Brut- und Rasthabitate für Feldvögel ungeeignet sein, aber Röhrlichtbewohner anziehen. Untersuchungen in Nordamerika haben gezeigt, dass bestimmte Graskulturen eine höhere Dichte und Artenvielfalt von Vögeln aufweisen können als konventionelle Ackerkulturen (Beyea, Cook & Hoffman, 1995). Für die Gewinnung von Biogas aus landwirtschaftlicher Produktion eignen sich vor allem Produkte, die sehr Eiweiß- Fett- oder Kohlehydrathaltig sind. Als Feldfrüchte kommen vor allem in Frage Silagegras (1. Schnitt), Mais und Raps (www.fnr-server.de). Produkte, die in extensiver, naturschutzorientierte Wirtschaftsweise entstehen (spät geschnittene Gräser) sind weniger gut geeignet. Äcker mit schnell wachsenden Maissorten sind sicherlich für die meisten Feldvogelarten nicht besiedelbar. Lediglich kurz nach der Einsaat könnten Maisäcker von bodenbrütenden Arten genutzt werden. Eine deutliche Zunahme des Maisanbaus dürfte zu einem weiteren erheblichen Rückgang der

Diversität der Ackervogelfauna führen. Dies ist auch zu erwarten, wenn „Energiepflanzen“ als Monokulturen große Flächen in Anspruch nehmen und die für viele Lebensformen wichtigen Randstrukturen verschwinden. Viele Vogelarten der Agrarlandschaft können derzeit nur in Randstrukturen, nicht aber auf den eigentlichen Produktionsflächen überdauern (NABU, 2004).

8. Forschungsbedarf

Auch wenn seit etwa zwei Jahrzehnten Erfahrungen über Auswirkungen von WKA auf Vögel und in geringerem Maße auch Fledermäuse vorliegen, bestehen doch noch gravierende Wissenslücken, die hinsichtlich eines weiteren Ausbaus der Windkraft, insbesondere des Repowerings, dringend geschlossen werden müssen. Es werden hier vor allem solche Aspekte in den Vordergrund gestellt, die für den weiteren Ausbau der Windkraft in Deutschland wichtig sind und praktische Erkenntnisse erwarten lassen, die für die weiteren Planungen relevant sind. Bezüglich anderer Formen der regenerativen Energiegewinnung steht die Forschung noch fast am Anfang, so dass dieser Bereich separat behandelt werden muss.

Forschungsbedarf zu Auswirkungen von WKA auf Vögel und Fledermäuse

In Deutschland und anderen europäischen Ländern haben sich viele Untersuchungen mit dem Verdrängungseffekt von WKA beschäftigt. Wie im Kapitel 2 „Material und Methoden“ aufgeführt, erfüllen bisher nur sehr wenige Studien die Kriterien, die an wissenschaftlich fundierte Untersuchungen zu stellen sind. Im Fall der Windkraft bedeutet dies, dass es noch deutlich mehr Vorher-Nachher-Studien geben muss, die vor und nach dem Bau der WKA wenigstens jeweils zwei Untersuchungsjahre umfassen und auch eine nicht von WKA bebaute Kontrollfläche aufweisen müssen. Jeweils mindestens zwei Untersuchungsjahre sind aus statistischen Gründen notwendig, um die (natürlichen) Schwankungen in den Beständen (oder den anderen gemessenen Parametern) abschätzen zu können.

Viele Untersuchungen haben den Einfluss der Habitatwahl von Vögeln und Fledermäusen, der die Effekte der Windkraft überlagern kann, nicht explizit berücksichtigt. Besonders für die sehr störempfindlichen Arten (rastende Gänse und Watvögel) wären hier eingehende Untersuchungen notwendig. Diese Studien müssen gleichzeitig die Ausdehnung der zur Verfügung stehenden Habitate, deren Nutzung durch die Vögel, und die dadurch resultierenden Wechselwirkungen mit WKA erfassen. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen würden eine erheblich differenziertere Beurteilung von Abstandsregelungen von Vogelrastgebieten und WKA erlauben. Konflikte zwischen WKA und Rastvogelvorkommen sind insbesondere bei einem weiteren Ausbau der WKA im Binnenland in größerer Zahl zu erwarten. Dies gilt sinngemäß auch für Fledermäuse, für die bisher fast noch völlig unbekannt ist, in welcher Weise WKA zu Einschränkungen des Jagdgebiets führen.

Es fehlt bisher auch an einer übergeordneten Studie, die untersucht, welcher Anteil des Lebensraumes bestimmter empfindlicher Arten (z. B. Gänse) bisher durch Windkraftanlagen potentiell beeinträchtigt wird. Eine solche Studie sollte möglichst auf europäischem Niveau, in jedem Fall auch deutschlandweit, durchge-

führt werden und eine Analyse der Verteilungsmuster von WKA und Rastvögel, ggf. auch Brutvögeln beinhalten.

Des weiteren sind Langzeitstudien erforderlich, um langfristige Effekte von WKA zu untersuchen, über die fast noch nichts bekannt ist. Diese Effekte könnten z. B. eine Gewöhnung (im Umgangssprachlichen Sinn) von Vögeln bzw. Fledermäusen an WKA sein, so dass die negativen Auswirkungen der WKA langfristig sinken. Für ziehende Vögel und Fledermäuse sind solche Phänomene allerdings nicht zu erwarten. Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass sich durch WKA verursachte Bestandsrückgänge erst langfristig bemerkbar machen. Dies könnte der Fall sein, wenn sich alteingesessene Brutvögel wegen ihrer ausgeprägten Ortstreue nicht von WKA vertreiben lassen, die entsprechenden Reviere aber nicht mehr von Nachfolgern besetzt werden. Dies könnte bei den relativ langlebigen Wiesenvögeln der Fall sein.

Das Wissen über die möglichen Auswirkungen von Windparks als Barriere auf dem Zug von Vögel ist bisher noch zu gering, um klare Schlüsse zu ziehen. Weder ist bekannt, unter welchen Umständen es zu einer Beeinträchtigung des Zuggeschehens kommt, noch lässt sich abschätzen, ob die möglicherweise entstehenden Beeinträchtigungen in Hinblick auf den Ablauf des Zuggeschehens relevant sind. Hier müssen neben den klassischen Sichtbeobachtungen dringend auch Beobachtungen mit geeigneten Geräten in der Nacht durchgeführt werden. Hinzu kommen muss eine räumliche Analyse der Windparkstandorte mit dem Ziel, die Wahrscheinlichkeit zu berechnen, mit denen Vögel auf einer bestimmten Zugroute in Europa auf Windparks treffen.

Auch wenn die bisher bekannten Beziehungen zwischen Anlagenhöhe und Scheuchwirkung erste Hinweise darauf geben, wie sich die im Rahmen des Repowering und des weiteren Ausbaus der Energiegewinnung durch Windkraft aufgestellten größeren WKA auswirken, sind die Ergebnisse im Einzelnen kaum belastbar. Es sind dringend Studien erforderlich, die die Scheuchwirkung verschiedenen großer Anlagen unter möglichst gleichen Bedingungen mit exakt gleichen Methoden untersuchen. Diese Untersuchungen müssen sich über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren hinziehen und in einem Gebiet durchgeführt werden, in dem sowohl viele WKA stehen als auch viele Rastvögel zu erwarten sind. Hinzu kommen müssen Studien, die die Scheuchwirkung von zu ersetzenden WKA mindestens zwei Jahre vor und zwei Jahre nach dem Repowering untersuchen.

Erstaunlicherweise liegen für eine Reihe von oft als empfindlich eingestuften Vogelarten praktisch nur sehr wenige Untersuchungen zu deren Reaktionen auf Windkraftanlagen vor. Hierzu zählen etliche Grossvögel (z. B. Störche, Greifvögel, Kranich) aber auch z.B. der Wachtelkönig (Müller & Illner, 2002). Hier sind dringend gezielte Studien notwendig.

In Deutschland liegen bisher so gut wie keine systematischen Untersuchungen über die Mengen der pro Jahr verunglückten Vögel und Fledermäuse vor. Die von T. Dürr zusammengestellten Daten (Tab. 9 und 11) deuten zwar darauf hin, dass es nur für relativ wenige Arten größere Probleme gibt (Greifvögel, Möwen, bestimmte Fledermausarten), können aber nicht viel über das tatsächliche Ausmaß der Verluste sagen. Da sich die Nachsuche über unterschiedliche, zum Teil nur sehr kurze,

Zeiträume erstreckte, bleibt die tatsächliche Zahl der Opfer im Dunkeln. So ist völlig unbekannt, wie sich die sehr großen Anlagen der neuen Generation mit ihren Lichtmarkierungen auf nächtlich ziehende Vögel auswirken. Systematische Untersuchungen der Mortalität von Vögeln und Fledermäusen an sehr großen Anlagen an potentiellen Gefahrenpunkten (bekannten Zuglinien) sind dringend erforderlich. Dabei sind die methodischen Vorgaben aus den USA anzuwenden bzw. an deutsche Verhältnisse anzugleichen (Anderson et al., 2000a; Morrison, 1998; Smallwood & Thelander, 2004). Auf jeden Fall müssen die Studien experimentell die Verschwindensrate von Kadavern ermitteln und die Sucheeffizienz von Mitarbeitern in unterschiedlichem Gelände berücksichtigen.

Eine große Chance besteht darin, Methoden und Geräte zu entwickeln, die Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen automatisch aufzeichnen (Wärmebildkameras, Radargeräte, siehe auch Cooper & Kelly, 2000; Desholm, 2003; Erickson et al., 2001; Verhoef et al.). Damit werden Kollisionskontrollen auf die Dauer effizienter durchführbar und in schwierigem Gelände (z. B. auf dem offenen Meer) überhaupt erst machbar. Außerdem wird es so möglich, mehr über die Umstände zu erfahren, unter denen Vögel und Fledermäuse verunglücken. Mit diesem Wissen kann auf bestimmte Risikosituationen reagiert werden (temporäres Abschalten von Turbinen bei starkem Vogelzug und schlechtem Wetter). Die Entwicklung und Erprobung von automatischen Aufzeichnungsgeräten sollte mit Priorität vorangebracht werden. Zusätzlich ist es erforderlich zu ermitteln, welche Wetterlagen besondere Gefahren für Vögel und Fledermäuse darstellen.

Es ist weitgehend unbekannt, welchen Einfluss die durch WKA verursachte zusätzliche Mortalität auf die Populationsentwicklung der betroffenen Vögel und Fledermäuse hat. Die in Kap. 4 dargestellten Ergebnisse konnten das Problem nur anreißen. Für die am stärksten betroffenen Arten sollte anhand der bekannten Todesfälle eine durch WKA verursachte Mortalitätsrate abgeschätzt werden. Populationsmodelle müssen dann auch die Regenerationsfähigkeit der Populationen berücksichtigen. Insbesondere muss ermittelt werden, inwieweit die Populationen in der Lage sind, Verluste durch (dichteabhängige) Erhöhungen der Reproduktion auszugleichen. Dazu sind alle Hinweise auf Dichteabhängigkeiten von Reproduktions- und Mortalitätsraten auszuwerten.

Als ein besonderes Problem im Zusammenhang mit der Nutzung von WKA in Deutschland haben sich die zahlreichen Kollisionen von Rotmilanen herausgestellt. Es handelt sich dabei überwiegend um lokale Brutvögel. In vielen Fällen dürfte nach der Kollision auch noch eine Brut verloren gehen. Wegen der hohen Verantwortung, die die Bundesrepublik Deutschland für diese Art trägt (etwa die Hälfte der Rotmilane weltweit brüten in Deutschland) und des geringen Bestandes der Art mit weltweit 24.000 Paaren (BirdLife International & European Bird Census Council, 2000) sind hier dringend Vorkehrungen zur Lösung des Problems zu treffen. Folgende Schritte erscheinen notwendig:

1. Analyse der Umstände der bisher vorliegenden Funde aus dem Register der Staatl. Vogelschutzwarte Brandenburg;
2. Etablierung eines Monitorings in allen Verbreitungsschwerpunkten des Rotmilans in Deutschland, das es erlaubt, das räumliche und zeitliche Ausmaß des Phänomens zu erfassen. Die Methoden können dabei wegen der Größe

und leichteren Auffindbarkeit der Vögel und der zeitlichen Beschränkung auf die Brutzeit (April bis August) weniger aufwendig sein, als für ein allgemeines Kollisionsmonitoring);

3. Untersuchungen des Jagdverhaltens und der Raumnutzung von Rotmilanbrutpaaren an WKA, an denen bereits Verluste festgestellt wurden (Verhaltensbeobachtungen und Ausstattung von Vögeln mit Sendern);
4. Vorausgesetzt, die Schritte 1-3 ergeben konkrete Hinweise, experimentelle Durchführung von Maßnahmen im Umfeld von WKA (Verscheuchungsmaßnahmen, Reduktion des Nahrungsangebots etc.) und Überprüfung derer Wirksamkeit.

Auch für Seeadler sollte ein ähnliches Vorgehen in Erwägung gezogen werden.

Viele der in Kap. 5 genannten Möglichkeiten, die Kollisionsrate von Vögeln mit WKA zu reduzieren, sind bisher nicht im Felde getestet worden. Feldtests sind hier dringend erforderlich (Erickson et al., 2001).

Wegen der Kollisionen von Fledermäusen mit Windkraftanlagen sollten grundlegende sinnesphysiologische bzw. verhaltenskundliche Untersuchungen mit dem Ziel begonnen werden, die von den Fledermäusen angewendeten Orientierungsmechanismen beim Anflug auf WKA zu klären. Eventuell bietet es sich an, Maßnahmen zu entwickeln, die die Fledermäuse zwingen, ihre Echolotorientierung zu nutzen.

Im Falle von Wachtelkönigen, Wachteln und eventuell noch weiteren Arten sollte durch verhaltenskundliche Experimente geklärt werden, ob die von WKA verursachten Geräusche die akustische Kommunikation der Arten unterbinden können.

Forschungen bezüglich anderer Formen der regenerativen Energiegewinnung

Der Forschungsbedarf für die übrigen hier betrachteten Formen der regenerativen Energiegewinnung ist erheblich größer als bezüglich der Windkraft. Dies gilt besonders für Solaranlagen. Für diese ist nicht bekannt, wie sie sich auf Brut- und Zugvögel sowie andere Tiere oder Pflanzen in ihrer Umgebung auswirken. Weder gibt es Daten über die anzunehmenden Scheuchwirkungen noch über Anflugopfer, die dadurch entstehen können, dass nächtlich ziehende Wasservögel Solarkollektoren mit Wasserflächen verwechseln. Untersuchungen, die das Ausmaß der Auswirkungen von Solarparks auf die Vogelwelt (und auf andere biologische Taxa) quantifizieren können, sind dringend erforderlich. Diese Untersuchungen sind grundsätzlich so durchzuführen wie auch für Windparks. Die Bestände vor dem Eingriff müssen über mindestens zwei Jahre erhoben werden. Die Untersuchungen sind dann ebenfalls mindestens zwei Jahre nach Errichtung der Anlage fortzuführen. Zusätzlich ist eine vergleichbare Kontrollfläche einzurichten, auf der keine Solaranlagen errichtet werden. Neben der Kartierung von Brut- und Rastvögeln muss auch nach Anflugopfern gesucht werden. Dabei gelten die gleichen Kriterien wie für entsprechende Studien an WKA (siehe oben). Insbesondere die Verschwinde rate von Kadavern muss kontrolliert werden.

Über die Auswirkungen des Anbaus von „Energiepflanzen“ liegen ebenfalls nur sehr beschränkte Daten vor. In einigen Fällen kann hier jedoch auf Erfahrungen aus dem Bereich Vögel im Agrarbereich zurückgegriffen werden.

Tabelle 19. Übersicht des Forschungsbedarfs.
Table 19. Most important topics for future research.

Energie-gewinnungs-form	Untersuchungsthema	Priorität
WKA	Abhängigkeit der Scheuchwirkung von der Größe der WKA	hoch
WKA	Kollisionsraten (pro) Jahr von Vögeln und Fledermäusen in Abhängigkeit von der Anlagengröße	sehr hoch
WKA	Entwicklung und Erprobung von Geräten zur automatischen Aufzeichnung von Kollisionen	hoch
WKA	Spezialuntersuchung Rotmilan	sehr hoch
WKA	Spezialuntersuchungen an empfindlichen Greifvögeln, Wachtelkönigen und anderen Arten	hoch
WKA	Vorher-Nachher-Untersuchungen der Vogel- und Fledermausbestände	
WKA	Langzeitwirkung von WKA	
WKA	Einfluss der Habitatverfügbarkeit auf die Scheuchwirkung	
WKA	Großräumige Beeinträchtigung von Vogelbeständen durch WKA (Wieviel Fläche ohne WKA steht in Deutschland/Europa noch zur Verfügung?)	hoch
WKA	Barrierewirkung von WKA	
WKA	Genauere Populationsmodelle zur Beurteilung der Kollisionsmortalität	
WKA	Untersuchungen zur Orientierung ziehender Fledermäuse	hoch
WKA	Untersuchungen zum Einfluss von WKA auf die akustische Kommunikation bestimmter Vogelarten	
Solar-Anlagen	Vorher-Nachher-Untersuchungen der Brut- und Rastvogelbestände	sehr hoch
Solar-Anlagen	Kollisionsraten mit Solaranlagen	sehr hoch
Biomasse	Auswirkungen von großflächigem Biomasseanbau auf die Biodiversität	hoch

9. Danksagungen

Für die Unterstützung unserer Arbeit durch Diskussionen und Anregungen, zur Verfügung stellen von Daten und Literatur sowie sonstige Hilfen danken wir: Kathrin Ammermann, Yannick André, Karin Andrick, Lothar Bach, Tobias Dürr, Klaus-Michael Exo, Bernd Hälterlein, Friedhelm Igel, Hubertus Illner, Bettina Keite, Claus Mayr, Frank Musiol, Hans-Ulrich Rösner, Matthias Schreiber, Anna Ziese und allen Mitgliedern der Projektbegleitenden Arbeitsgruppe zu diesem Projekt. Unterstützung für die statistischen Auswertungen erhielten wir von Professor Les G. Underhill, Avian Demography Unit, Department of Statistical Sciences, University of Cape Town.

10. Literaturverzeichnis

- ACHA, A. (1998). Negative impact of wind generators on Eurasian Griffon Gyps fulvus in Tarifa, Spain. Vulture News 38, 10-18.
- AG EINGRIFFSREGELUNG. (1996). Empfehlungen zur Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege beim Ausbau der Windenergienutzung. Natur und Landschaft 71, 381-385.
- AHLÉN, I. (2002). Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. Fauna och Flora 97, 14-21.
- ALBOUY, S., CLÉMENT, D., JONARD, A., MASSÉ, P., PAGÈS, J.-M. & NEAU, P. (1997). Suivi ornithologique du parc éolien de Porte-la-Nouvelle (Aude) - Rapport final. ABIES, LPO, Gardouch.
- ALBOUY, S., DUBOIS, Y. & PICQ, H. (2001). Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue Haute (Aude) - Rapport final. ABIES, LPO, Gardouch.
- ANDERSON, G. Q. A., HASKINS, L. R. & NELSON, S. H. (2003). The effects of bioenergy crops on farmland birds in the UK - a review of current knowledge and future predictions. RSPB, Sandy.
- ANDERSON, R., MORRISON, M., SINCLAIR, K. & STRICKLAND, D. (1999). Studying Wind Energy/Bird Interactions: A Guidance Document. Avian Subcommittee and the National Wind Coordinating Committee, Washington, DC.
- ANDERSON, R. L., MORRISON, M. L., SINCLAIR, K. & STRICKLAND, M. D. (2000a). Studying Wind Energy/Bird Interactions: A Guidance Document - Executive Summary. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III (ed. PNAWPPM-III), pp. 126-131. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- ANDERSON, R. L., STRICKLAND, M. D., TOM, J., NEUMANN, N., ERICKSON, W. P., CLECKLER, J., MAYORGA, G., NUHN, G., LEUDERS, A., SCHNEIDER, J., BACKUS, L., BECKER, P. & FLAGG, N. (2000b). Avian Monitoring and Risk Assessment at Tehachapi Pass and San Geronimo Pass Wind Resource Areas, California. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III (ed. PNAWPPM-III), pp. 31-46. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- BACH, L. (2001). Fledermäuse und Windenergienutzung - reale Probleme oder Einbildung? Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 33, 119-124.
- BACH, L. (2002). Auswirkungen von Windenergieanlagen auf das Verhalten von Fledermäusen am Beispiel des Windparks „Hohe Geest“, Midlum. Bericht der Arbeitsgemeinschaft zur Förderung angewandter biologischer Forschung im Auftrag der KW Midlum GmbH & Co. KG, Freiburg, Niederelbe.
- BACH, L. (2003). Effekte von Windenergieanlagen auf Fledermäuse. In: Kommen die Vögel und Fledermäuse unter die (Wind)räder?, Dresden, 17.-18.11.2003.
- BACH, L., HANDKE, K. & SINNING, F. (1999). Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Brut- und Rastvögeln in Nordwest-Deutschland. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 107-122.
- BARRIOS, L. & RODRIGUEZ, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring bird mortality at on-shore wind turbines. Journal of Applied Ecology 41, 72-81.
- BEINTEMA, A.J. & MÜSKENS, G.J.D.M. (1981). De invloed van beheer op de productiviteit van weidevogels. RIN-rapport 81/19, Leersum.
- BEINTEMA, A. J. & DROST, N. (1986). Migration of the Black-tailed Godwit. Le Gerfaut 76, 37-62.
- BEZZEL, E. (1985). Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula, Wiesbaden.

- BEZZEL, E. (1993), Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula, Wiesbaden.
- BERGEN, F. (2001a). Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebs von Windenergieanlagen auf Vögel im Binnenland. Dissertation, Ruhr Universität Bochum.
- BERGEN, F. (2001b). Windkraftanlagen und Frühjahrsdurchzug des Kiebitz (*Vanellus vanellus*): eine Vorher/Nacher-Studie an einem traditionellen Rastplatz in Nordrhein-Westfalen. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 33, 89-96.
- BERGEN, F. (2002a). Einfluss von Windenergieanlagen auf die Raum-Zeitnutzung von Greifvögeln. In Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes (ed. H. Ohlenburg), pp. 86-96. Technische Universität, Berlin.
- BERGEN, F. (2002b). Windkraftanlagen und Frühjahrsdurchzug des Kiebitz (*Vanellus vanellus*): eine Vorher-Nachher-Studie an einem traditionellen Rastplatz in Nordrhein-Westfalen. In Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes (ed. H. Ohlenburg), pp. 77-85. Technische Universität, Berlin.
- BERGH, L. M. J. V. D., SPAANS, A. L. & SWELM, N. D. V. (2002). Lijnopstellingen van windturbines geen barrière voor voedselvuchten van meeuwen en sterns in de broedtijd. Limosa 75, 25-32.
- BEYEA, J., COOK, J. H. & HOFFMAN, W. (1995). Vertebrate species diversity in large-scale energy crops and associated policy issues. Annual progress report to Biofuels Feedstock Development Program. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.
- BIBER, O. (1993). Raumnutzung der Goldammer *Emberiza citrinella* für die Nahrungssuche zur Brutzeit in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft (Schweizer Mittelland). Ornithologischer Beobachter 90, 283-296.
- BIOCENOSE & LPO AVEYRON - GRANDS CAUSSES. (2002). Synthèse et analyse bibliographique visant à évaluer les impacts des éoliennes sur les populations de vertébrés sauvages. BIOCENOSE et LPO Aveyron - Grands Causses pour ADEME, Onet-le-Château.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL & EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL. (2000). European bird populations: estimates and trends. BirdLife International, Cambridge.
- BMU. (2004). Themenpapier Windenergie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Art 2122, März 2004.
- BOONE, D. (2003). Bat kill at West Virginia windplant, Maryland.
- BÖTTGER, M., CLEMENS, T., GROTE, G., HARTMANN, G., HARTWIG, E., LAMMEN, C., VAUK-HENTZELT, E. & VAUK, G. (1990). Biologisch-Ökologische Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen. In NNA-Berichte 3, Sonderheft. NNA.
- BRAUNEIS, W. (1999). Der Einfluss von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der „Solzer Höhe“ bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg - Untersuchung im Auftrag des Bundes für Umwelt und Naturschutz (BUND) Landesverband Hessen e. V. - Ortsverband Alheim-Rotenburg-Bebra, pp. 1-91, Bebra.
- BRAUNEIS, W. (2000). Der Einfluss von Windkraftanlagen (WKA) auf die Avifauna, dargestellt insb. am Beispiel des Kranichs *Grus grus*. Ornithologische Mitteilungen 52, 410-415.
- BUNGE, T., DIRBACH, D., DREHER, B., FRITZ, K., LELL, O., RECHENBERG, B., RECHENBERG, J., SCHMITZ, E., SCHWERMER, S., STEINHÄUER, M., STEUDTE, C. & VOIGT, T. (2001). Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle - rechtliche und ökologische Aspekte. Umweltbundesamt.
- BURNHAUSER, A. (1983). Zur ökologischen Situation des Weißstorks in Bayern: Brutbestand, Biotopansprüche, Schutz und Möglichkeiten der Bestandserhaltung und -verbesserung. Abschlußbericht, Inst. f. Vogelk., Garm.-Partenk., 488 S.
- BURTON, N. H. K., WATTS, N. P., CRICK, H. Q. P. & EDWARDS, P. J. (1999). The effect of preharvesting operations on Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* nesting in Oilseed Rape *Brassica napus*. Bird Study 46, 369-372.

- CATCHPOLE, E. A., MORGAN, B. J. T., FREEMAN, S. N. & PEACH, W. J. (1999). Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study* 46 (supplement), 5-13.
- CLEMENS, T. & LAMMEN, C. (1995). Windkraftanlagen und Rastplätze von Küstenvögeln - ein Nutzungskonflikt. *Seevögel* 16, 34-38.
- COOPER, B. A. & KELLY, T. A. (2000). Night Vision and Thermal Imaging Equipment. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III* (ed. PNAWPPM-III), pp. 164-165. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- CRAWFORD, R. L. & ENGSTROM, R. T. (2001). Characteristics of avian mortality at a north Florida television tower: a 29-year study. *Journal of Field Ornithology* 72, 380-388.
- CROCKFORD, N. J. (1992). A review of the possible impacts of wind farms on birds and other wildlife. In *JNCC Report*, vol. 27, pp. 60, Peterborough.
- DE LUCAS, M., JANSS, G. F. E. & FERRER, M. (2004). The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13, 395-407.
- DESHOLM, M. (2003). Thermal animal detection systems (TADS). Development of a method for estimating collision frequency of migrating birds at offshore wind turbines. NERI Technical Report No. 440.
- DIERSCHKE, V., HÜPPOP, O. & GARTHE, S. (2003). Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel* 24, 61-72.
- DONALD, P. F., EVANS, A. D., BUCKINGHAM, D. L., MUIRHEAD, L. B. & WILSON, J. D. (2001). Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48, 271-278.
- DONALD, P. F., EVANS, A. D., MUIRHEAD, L. B., BUCKINGHAM, D. L., KIRBY, W. B. & SCHMITT, S. I. A. (2002). Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144, 652-664.
- DOOLING, R. J. & LOHR, B. (2001). The Role of Hearing in Avian Avoidance of Wind Turbines. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV* (ed. PNAWPPM-IV), pp. 115-127. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- DÖRING, V. & HELFRICH, R. (1986). Zur Ökologie einer Rebhuhnpopulation (*Perdix perdix*, Linné, 1758) im Unteren Naheland (Rheinland-Pfalz, Bundesrepublik Deutschland). Enke, Stuttgart.
- DULAS ENGINEERING LTD. (1995). The Mynydd y Cemmaes windfarm impact study. Vol. IID - Ecological impact - final report. ETSU report: W/13/00300/REP2D.
- DÜRR, T. (2001). Verluste von Vögeln und Fledermäusen durch Windkraftanlagen in Brandenburg. *Otis* 9, 123-125.
- DÜRR, T. (2003a). Neue Seeadler-Verluste an Windenergieanlagen in Deutschland. In: Projektgruppe Seeadlerschutz, Jahresbericht 2003, Kiel.
- DÜRR, T. (2003b). Windenergieanlagen und Fledermausschutz in Brandenburg - Erfahrungen aus Brandenburg mit Einblick in die bundesweite Fundkartei von Windkraftopfern. In: *Kommen die Vögel und Fledermäuse unter die (Wind)räder?*, Dresden, 17.-18.11.2003.
- DÜRR, T. (2004). Vögel als Anflugopfer an Windenergieanlagen - ein Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* im Druck.
- DÜRR, T. & BACH, L. (2004). Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergieanlagen - Stand der Erfahrungen mit Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* im Druck.

- DURELL, S. E. A. L. V. D. & GOSS-CUSTARD, J. D. (2000). Density-dependent mortality in Oystercatchers *Haematopus ostalegus*. *Ibis* 142, 132-138.
- EAS. (1997). Ovenden Moor Ornithological Monitoring. Report to Yorkshire Windpower. Keighly: Ecological Advisory Service.
- EBBINGE, B. S., VAN BIEZEN, J. B. & VAN DER VOET, H. (1991). Estimation of annual adult survival rates of Barnacle Geese *Branta leucopsis* using multiple resightings of marked individuals. *Ardea* 79, 73-112.
- ERICKSON, W., JOHNSON, G., YOUNG, D., STRICKLAND, D., GOOD, R., BOURASSA, M., BAY, K. & SERNKA, K. J. (2002). Synthesis and comparison of baseline avian and bat use, raptor nesting and mortality information from proposed and existing wind developments, pp. 1-60. Report for Bonneville Power Administration, Portland, Oregon.
- ERICKSON, W., KRONNER, K. & GRITSKI, B. (2003). Nine Canyon Wind Power Project. Avian and Bat Monitoring Report. September 2002 - August 2003. Prepared for Nine Canyon Technical Advisory Committee by West, Inc., Cheyenne.
- ERICKSON, W. P., JOHNSON, G. D., STRICKLAND, M. D., KRONNER, K., BECKER, P. S. & ORLOFF, S. (1999). Baseline avian use and behavior at the Cares Wind Plant Site, Klickitat County, Washington. NREL/SR-500-26902.
- ERICKSON, W. P., JOHNSON, G. D., STRICKLAND, M. D., YOUNG, D. P., JR., SERNKA, K. J. & GOOD, R. E. (2001). Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparison to other sources of avian collision mortality in the United States National Wind Coordinating Committee (NWCC). Western EcoSystems Technology Inc., Washington D.C.
- EVERAERT, J. (2003). Collision victims on 3 wind farms in Flanders (Belgium) in 2002. Instituut voor Natuurbeheer, Brussel.
- EVERAERT, J., DEVOS, K. & KUIJKEN, E. (2002). Windturbines en vogels in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussels.
- EVERAERT, J., DEVOS, K. & KUIJKEN, E. (2003). Vogelconcentraties en vliegbewegingen in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussels.
- FERNANDEZ-DUQUE, E. & VALEGGIA, C. (1994). Meta-analysis: a valuable tool in conservation research. *Conservation Biology* 8, 555-561.
- FÖRSTER, F. (2003). Windkraft und Fledermausschutz in der Oberlausitz. In *Kommen die Vögel und Fledermäuse unter die (Wind)räder?*, Dresden, 17.-18.11.2003.
- FUCHS, S. (1997). Nahrungsökologie handaufgezogener Rebhuhnküken - Effekte unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung, Diplomarbeit, Freie Universität Berlin.
- GANTER, B., LARSSON, K., SYROECHKOVSKY, E. V., LITVIN, K. E., LEITO, A. & MADSEN, J. (1999), Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Russia/Baltic. In: MADSEN, J., CRACKNELL, G. & FOX, A. D. (Hrsg): Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Russia/Baltic. Wetlands International Publ. No. 48, National Environmental Research Institute, Wageningen and Rönne.
- GERJETS, D. (1999). Annäherung wiesenbrütender Vögel an Windkraftanlagen - Ergebnisse einer Brutvogeluntersuchung im Nahbereich des Windparks Drochtersen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4, 49-52.
- GHARADJEDAGHI, B. & EHRLINGER, M. (2001). Auswirkungen des Windparks bei Nitzschka (Lkr. Altenburger Land) auf die Vogelfauna. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 38, 73-83.
- GILLINGS, S. (2001). Factors affecting the distribution of skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain and Ireland during the early 1980s. In *The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis** (ed. P. F. Donald and J. A. Vickery), pp. 115-128. RSPB, Sandy.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1997), *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 14. Passeriformes (5. Teil). AULA, Wiesbaden.

- GORANSEN, G. (1990). Energy foresting in agricultural areas and changes in the avifauna. Norv. Ser. C, Cinclus Suppl. 1, 17-20.
- GRANT, M. C., LODGE, C., MOORE, N., EASTON, J., ORSMAN, C., SMITH, M., THOMPSON, G. & RODWELL, S. (1999). Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. Journal of Applied Ecology 36, 59-74.
- GREEN, R. E. (1999). Survival and dispersal of male Corncrakes *Crex crex* in a threatened population. Bird Study 46 (supplement), 218-229.
- GROEN, N. M. & HEMERIK, L. (2002). Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in the Netherlands. Ardea 90, 239-248.
- GUILLEMETTE, M. & LARSEN, J. K. (2002). Postdevelopment experiments to detect anthropogenic disturbances: the case of sea ducks and wind parks. Ecological Applications 12, 868-877.
- GUILLEMETTE, M., LARSEN, J. K. & CLAUSANGER, I. (1999). Assessing the impact of the Tunø Knob wind park on sea ducks: the influence of the food resources. National Environmental Research Institute, Denmark.
- HALL, L. S. & RICHARDS, G. C. (1962). Notes on *Tadarida australis* (Chiroptera: molossidae). Australian Mammology 1, 46.
- HODOS, W. (2001). Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines. NREL/SR-500-33249, Maryland.
- HODOS, W., POTOCKI, A., STROM, T. & GAFFNEY, M. (2001). Reduction of Motion Smear to Reduce Avian Collisions with Wind Turbines. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 88-106. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- HÖTKER, H. (1990). Der Wiesenpieper. Ziemsen, Wittenberg.
- HOOVER, S. (2002). The response of Red-tailed Hawks and Golden Eagles to topographical features, weather, and abundance of a dominant prey species at the Altamont Pass Wind Resource Area, California. NREL/SR-500-30868.
- HORMANN, M. (2000). Schwarzstorch - *Ciconia nigra*. In Avifauna von Hessen, 4. Lieferung (ed. H. G. f. O. u. Naturschutz).
- HUNT, G. (2002). Golden Eagles in a perilous landscape: predicting the effects of mitigation for wind turbine blade-strike mortality. Consultation Report to California Energy Commission.
- HYDRO TASMANIA. Bird and bat monitoring. Hydro Tasmania.
- IKSR, CIPR & ICBR (2004). Ökologische Auswirkung von (Klein)-Wasserkraftanlagen auf die Lebensbedingungen von Wanderfischen. 1-14.
- IMMELMANN, K. (1976). Einführung in die Verhaltenskunde. Parey, Berlin.
- INGLIS, I. R., ISAACSON, A. J., SMITH, G. C., HAYES, P. J. & THEARLE, R. J. P. (1997). The effect on the woodpigeon (*Columba palumbus*) of the introduction of oilseed rape into Britain. Agriculture, Ecosystems and Environment 61, 113-121.
- ISSELBÄCHER, K. & ISSELBÄCHER, T. (2001). Vogelschutz und Windenergie in Rheinland-Pfalz. In Naturschutz und Landschaftspflege, pp. 1-183, Oppenheim.
- JANSS, G. (2000). Bird Behaviour In and Near a Wind Farm at Tarifa, Spain: Management Considerations. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III (ed. PNAWPPM-III), pp. 110-114. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- JENNY, M., WEIBEL, U., LUGRIN, B., JOSEPHY, B., REGAMEY, J.-L. & ZBINDEN, N. (2002). Rebhuhn. Schlussbericht 1991-2000. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft in Zusammenarbeit mit der Schweizerische Vogelwarte, Bern.

- JOHNSON, G. D. (2002). What is known and not known about impacts on bats? In Proceedings of the Avian Interactions with Wind Power Structures, October 16-17, 2002 (in press), Jackson Hole, Wyoming.
- JOHNSON, G. D., ERICKSON, W. P., STRICKLAND, D. M., SHEPHERD, M. F., SHEPHERD, D. A. & SARAPPO, S. A. (2003). Mortality of Bats at a Large-scale Wind Power Development at Buffalo Ridge, Minnesota. *Am. Midl. Nat.* 150, 332-342.
- JOHNSON, G. D., YOUNG, D. P., ERICKSON, W. P., DERBY, C. E., STRICKLAND, M. D. & GOOD, R. E. (2000). Wildlife monitoring studies Sea West Windpower Project, Carbon County, Wyoming. Western EcoSystems Technology, Inc., Cheyenne.
- KAATZ, J. (2000). Untersuchungen zur Avifauna im Bereich des Windparks Badeleben im Bördekreis - Standort- und zeitbezogene Habitatnutzung von Brut- und Rastvögeln im Prä-Post-Test-Verfahren, pp. 1-38. IHU Geologie und Analytik, Neuruppin.
- KAATZ, J. (2002). Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse einer Heckenbütergemeinschaft im Windfeld Nackel. In *Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes* (ed. H. Ohlenburg), pp. 113-124. Technische Universität, Berlin.
- KARLSSON, J. (1983). Birds and windpower, pp. 12.
- KAVANAGH, B. (1990). Bird communities of two short rotation forestry plantations on cutover peatland. *Irish Birds* 4, 169-180.
- KEELEY, B., UGORETZ, S. & STRICKLAND, M. D. (2001). Bat Ecology and Wind Turbine Considerations. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV* (ed. PNAWPPM-IV), pp. 135-146. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- KELLY, T. A. (2000). Radar, Remote Sensing and Risk Management. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III* (ed. PNAWPPM-III), pp. 152-161. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- KERLINGER, P. (2000). An Assessment of the Impacts of Green Mountain Power Corporation's Searsburg, Vermont, Wind Power Facility on Breeding and Migrating Birds. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III* (ed. PNAWPPM-III), pp. 90-96. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- KETZENBERG, C., EXO, K.-M., REICHENBACH, M. & CASTOR, M. (2002). Einfluss von Windenergieanlagen auf brütende Wiesenvögel. *Natur und Landschaft* 77, 144-153.
- KOKS, B. J., SCHARENBURG, C. W. M. v. & VISSER, E. G. (2001). *Gauwe kiekendieven Circus pygargus in Nederland: balanceren tussen hoop en vrees*. *Limosa* 74, 121-136.
- KOOP, B. (1997). Vogelzug und Windenergieplanung. Beispiele für Auswirkungen aus dem Kreis Plön (Schleswig-Holstein). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29, 202-207.
- KOOP, B. (1999). Windkraftanlagen und Vogelzug im Kreis Plön. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4, 25-32.
- KORN, M. & SCHERNER, R. (2000). Raumnutzung von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in einem Windpark. *Natur und Landschaft* 75, 74-75.
- KOSTREWA, A. & G. SPEER (HRSG.) (1995). *Greifvögel in Deutschland*. Aula-Verl., Wiesbaden, 113 S.
- KOWALLIK, C. & BORBACH-JAENE, J. (2001). Windräder als Vogelscheuchen? - Über den Einfluss der Windkraftnutzung in Gänserastgebieten an der nordwestdeutschen Küste. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 33, 97-102.
- KRAPP, F. (HRSG.) (2001). *Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4: Fledertiere, Teil I: Chiroptera 1*. Aula-Verl., Wiesbaden, 602 S.

- KRAPP, F. (HRSG.) (2004). Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4: Fledertiere, Teil II: Chiroptera II., Aula-Verl., Wiesbaden, S. 606 – 1186.
- KRUCKENBERG, H. & BORBACH-JAENE, J. (2001). Auswirkungen eines Windparks auf die Raumnutzung nahrungssuchender Blassgänse - Ergebnisse aus einem Monitoringprojekt mit Hinweisen auf ökoethologischen Forschungsbedarf. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 33, 103-109.
- KRUCKENBERG, H. & JAENE, J. (1999). Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). Natur und Landschaft 74, 420-427.
- KUTSCHER, J. (2002). Ökologische Begleitforschung zur Offshore-Windenergienutzung. Fachtagung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Projektträgers Jülich, Bremerhaven.
- LANGSTON, R. (2002). Wind Energy and Birds: Results and Requirements. In RSPB Research Report No. 2, pp. 1-54. RSPB, Sandy.
- LANGSTON, R. W. H. & PIULLAN, J. D. (2003). Wind farms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report written by BirdLife International on behalf of the Bern Convention, Sandy.
- LEDDY, K. L., HIGGINS, K. F. & NAUGLE, D. E. (1999). Effects of wind turbines on upland nesting birds in Conservation Reserve Program grasslands. Wilson Bulletin 111, 100-104.
- LEKUONA, J. M. (2001). Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual. Direccion General de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra, Pamplona.
- MANVILLE, A. M. (2001). Communication Towers, Wind Generators, and Research: Avian Conservation Concerns. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 152-159. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- MARQUENIE, J.M. & VAN DE LAAR, F. (2004). Impacts on Biodiversity: Offshore drilling and production platforms and bird migration. Manuskript.
- MASON, C. F. & MACDONALD, S. M. (2000). Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. Journal of Zoology 251, 338-348.
- MCLISAAC, H. P. (2001). Raptor Acuity and Wind Turbine Blade Conspicuity. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 59-87. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- MEEK, E. R., RIBBANDS, J. B., CHRISTER, W. G., DAVEY, P. R. & HIGGINSON, I. (1993). The effects of aero-generators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland. Bird Study 40, 140-143.
- MENZEL, C. (2002). Rebhuhn und Rabenkrähe im Bereich von Windkraftanlagen im niedersächsischen Binnenland. In Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes (ed. H. Ohlenburg), pp. 97-112. Technische Universität, Berlin.
- MENZEL, C. & POHLMEIER, K. (1999). Indirekter Raumnutzungsnachweis verschiedener Niederwildarten mit Hilfe von Lösungsstangen („dropping marker“) in Gebieten mit Windkraftanlagen. Z. Jagdwiss. 45, 223-229.
- MEYERHOFF, J., PETSCHOW, U., HERRMANN, N., KEHREN, M. & LEIFELD, D. (1998), Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke - Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz. Umweltbundesamt.
- MÖLLER, B. & A. NORTTORF (1997). Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in Niedersachsen - Aktuelle und historische Bestandssituation, Reproduktion, Habitatansprüche und

- Schutzmaßnahmen -. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 51-61.
- MOOIJ, J. H., FARAGÓ, S. & KIRBY, J. S. (1999), White-fronted Goose *Anser albifrons albifrons*. In: MADSEN, J., CRACKNELL, G. & FOX, A. D. (Hrsg): White-fronted Goose *Anser albifrons albifrons*. Wetlands International Publ. No. 48, National Environmental Research Institute, Wageningen and Rönne.
- MORRIS, A. J., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., WILSON, J. D., KYRKOS, A., BUCKINGHAM, D. L. & EVANS, A. E. (2001). Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation* 101, 197-210.
- MORRISON, M. (2002). Searcher bias and scavenging rates in bird/wind energy studies. NREL/SR-500-30876.
- MORRISON, M. L. (1998). Avian Risk and Fatality Protocol. NREL/SR-500-24997.
- MORRISON, M. L. & POLLOCK, K. H. (1997). Development of a practical modelling framework for estimating the impact of wind technology on bird populations. NREL/SR-440-23088.
- MORRISON, M. L. & POLLOCK, K. H. (2000). Development of a Practical Modeling Framework for Estimating the Impact of Wind Technology on Bird Populations. In *Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting III* (ed. PNAWPPM-III), pp. 183-187. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by LGL Ltd., King City, Ont., San Diego, California.
- MORRISON, M. L., POLLOCK, K. H., OBERG, A. L. & SINCLAIR, K. C. (1998). Predicting the response of bird populations to wind energy-related deaths. In *Wind Energy Symposium. A collection of the 1998 ASME Wind Energy Symposium Technical Papers at the 36th AIAA Aerospace Sciences*, pp. 157-164.
- MÜLLER, A. & ILLNER, H. (2002). Beeinflussen Windenergieanlagen die Verteilung rufender Wachtelkönige und Wachteln? In *Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes*, Technische Universität Berlin.
- MUSTERS, C. J. M., NOORDERVLIET, M. A. W. & KEURS, W. J. T. (1996). Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. *Bird Study* 43, 124-126.
- NABU (2004). Vögel der Agrarlandschaft - Bestand, Gefährdung, Schutz. NABU-Broschüre, 1-44.
- NABU BAG WEISSSTORCHSCHUTZ (2004). Mitteilungsblatt 96/2004. Loburg: NABU BAG Weissstorchschutz, 20 S.
- ORLOFF, S. & FLANNERY, A. (1992). Wind turbine effects on avian activity, habitat use and mortality in Altamont Pass and Solano County wind resources areas 1989-1991. California Energy Commission, Bio-Systems Analysis, Tiburon, California.
- ORLOFF, S. & FLANNERY, A. (1996). A continued examination of avian mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California Energy Commission, Sacramento; Bio-Systems Analysis, Inc., Santa Cruz, California.
- OSBORN, R. G., HIGGINS, K. F., DIETER, C. D. & USGAARD, R. E. (1996). Bat collisions with wind turbines in Southwest Minnesota. *Bat Research News* 37, 105-108.
- OWEN, M. & BLACK, J. M. (1989). Factors affecting the survival of Barnacle Geese on migration from the breeding grounds. *Journal of Animal Ecology* 34, 601-647.
- PEACH, W. J., THOMPSON, P. S. & COULSON, J. C. (1994). Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63, 60-70.
- PEARCE-HIGGINS, J. W. & YALDEN, D. W. (2003). Golden Plover *Pluvialis apricaria* breeding success on a moor managed for shooting Red Grouse *Lagopus lagopus*. *Bird Study* 50, 170-177.
- PEDERSEN, M. B. & POULSEN, E. (1991a). Impact of a 90m/2 MW wind turbine on birds. Avian responses to the implementation of the Tjaereborg Wind Turbine at the Danish

Wadden Sea. Dansk Vildtundersogelser Kalø 47.

PEDERSEN, M.-B. & POULSEN, E. (1991b). En 90m/2 MW vindmoelles invirking pa fuglelivet.

Fugles reaktioner pa opfoerelse og ideftsaettelsen af tjaereborgmoellen ved Det Danske Vadehav. Danske Vildundersoegelser 47, 44.

PERCIVAL, S. M. (2000). Birds and wind turbines in Britain. British Wildlife 12, 8-15.

PHILLIPS, J. F. (1994). The effects of a windfarm on the upland breeding bird communities of Bryn Titli, Mid Wales: 1993-1994. RSPB, The Welsh Office, Newtown.

POOT, H. (2004). Effects of artificial light of different colours on (nocturnally) migrating birds. Manuskript.

PRANGE, H. (1989). Der Graue Kranich. NBB 229, Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 272 S.

PRÉVOT-JUILLARD, A.-C., LEBRETON, J.-D. & PRADEL, R. (1998). Re-evaluation of adult survival of Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) in presence of recapture heterogeneity. Auk 115, 85-95.

RAHMEI, U., BACH, L., BRINKMANN, R., LIMPENS, H. & ROSCHEN, A. (2004). Windenergieanlagen und Fledermäuse - Hinweise zur Erfassungsmethodik und zu planerischen Aspekten. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 1-12.

REICHENBACH, M. (2002). Windenergie und Wiesenvögel - wie empfindlich sind die Offenlandbrüter? In Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes (ed. H. Ohlenburg), pp. 52-76. Technische Universität, Berlin.

REICHENBACH, M. (2003). Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel - Ausmaß und planerische Bewältigung, Technische Universität, Berlin.

REICHENBACH, M. & SCHADEK, U. (2003). Langzeituntersuchungen zum Konfliktthema „Windkraft und Vögel“. 2. Zwischenbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bundesverbandes Windenergie.

REICHENBACH, M. & SINNING, F. (2003). Empfindlichkeiten ausgewählter Vogelarten gegenüber Windenergieanlagen - Ausmaß und planerische Bewältigung. In Kommen die Vögel und Fledermäuse unter die (Wind)räder?, Dresden, 17.-18.11.2003.

SACHS, L. (1978). Angewandte Statistik. 5. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

SACHSLEHNER, L. & KOLLAR, H. P. (1997). Vogelschutz und Windkraftanlagen in Wien. Stadt Wien, Wien.

SAGE, R. B. & ROBINSON, P. A. (1996). Factors affecting songbird communities using new short rotation coppice habitats in spring. Bird Study 43, 201-213.

SALEK, M. (1993). Breeding of Lapwing (*Vanellus vanellus*) in Basins of South Bohemia: population density and habitat preference. Sylvia 30, 46-58.

SCHEKKERMAN, H. & MÜSKENS, G. (2000). Produceren Grutto's *Limosa limosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor en duurzame populatie? Limosa 73, 121-134.

SCHERNER, E. R. (1999). Windkraftanlagen und „wertgebende Vogelbestände“ bei Bremerhaven: Realität oder Realsatire? Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 52, 121-156.

SCHMIDT, E., PIAGGIO, A. J., BOCK, C. E. & ARMSTRONG, D. M. (2003). National Wind Technology Center Site Environmental Assessment: Bird and Bat Use and Fatalities - Final Report; Period of Performance: April 23, 2001 - December 31, 2002. NREL/SR-500-32981.

SCHREIBER, M. (1992). Rastvögel und deren Habitatwahl im Bereich „Westermarsch“ (Landkreis Aurich) im Jahr 1992. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Ingenieursgemeinschaft agwa.

SCHREIBER, M. (1993a). Windkraftanlagen und Watvogel-Rastplätze. Naturschutz und Landschaftspflege 25, 133-139.

SCHREIBER, M. (1993b). Windkraftanlagen und Watvogel-Rastplätze - Störungen und Rastplatzwahl von Brachvogel und Goldregenpfeifer. Naturschutz und Landschaftsplanung 25, 133-139.

- SCHREIBER, M. (1993c). Zum Einfluß von Störungen auf die Rastplatzwahl von Watvögeln. Informationsd. Natursch. Nieders. 13, 161-169.
- SCHREIBER, M. (1999). Windkraftanlagen als Störungsquelle für Gastvögel am Beispiel von Blessgans (*Anser albifrons*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 39-48.
- SCHREIBER, M. (2000). Windkraftanlagen als Störquellen für Gastvögel. In Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz zu naturschutzverträglichen Windkraftanlagen (ed. A. Winkelbrandt, R. Bless, M. Herbert, K. Kröger, T. Merck, B. Netz-Gerten, J. Schiller, S. Schubert and B. Schweppe-Kraft). Landwirtschaftsverlag, Münster.
- SCHREIBER, M. (2002). Einfluss von Windenergieanlagen auf Rastvögel und Konsequenzen für EU-Vogelschutzgebiete. In Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes (ed. H. Ohlenburg), pp. 134-156. Technische Universität Berlin, Berlin.
- STIEFEL, A. & H. SCHEUFLER (1984). Der Rotschenkel. NBB 562, Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 172 S.
- STRUWE-JUHL, B. (1995). Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Corax 16, 153-172.
- STRUWE-JUHL, B. (2002). Altersstruktur und Reproduktion des Seeadlerbrutbestands (*Haliaeetus albicilla*) in Schleswig-Holstein. Corax 19, Sonderheft 1, 51-61.
- WILKENS, S. & EXO, K.-M. (1998). Brutbestand und Dichteabhängigkeit des Bruterfolges der Silbermöwe (*Larus argentatus*) auf Mellum. Journal für Ornithologie 139, 21-37.
- SELLIN, D. (1994). Notizen zum Vorkommen der Wachtel im Raum Wolfen-Zörbig. Apus 8, 265-270.
- SEO, S. E. D. O. (1995). Effects of wind turbine power plants on the Avifauna in the Campo de Gibraltar region. Sociedad Espanola de Ornitologia SEO.
- SGS ENVIRONMENT. (1994). Haverigg windfarm ornithological monitoring programme. Report to Windcluster LTD.
- SINNING, F. (1999). Ergebnisse von Brut- und Rastvogeluntersuchungen im Bereich des Jade-Windparks und DEWI-Testfelds in Wilhelmshaven. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 61-70.
- SINNING, F. & GERJETS, D. (1999). Untersuchungen zu Annäherung rastender Vögel in Windparks in Nordwestdeutschland. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 53-59.
- SMALLWOOD, K. S. & THELANDER, C. G. (2004). Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Ressource Area., pp. 1-363. Final report by BioResource Consultants to the California Energy Commission.
- SOMMERHAGE, M. (1997). Verhaltensweisen ausgesuchter Vogelarten gegenüber Windkraftanlagen auf der Vaßbecker Hochfläche (Landkreis Waldeck-Frankenberg). Vogelkundliche Hefte Edertal 23, 104-109.
- STEIOF, K., BECKER, J. & RATHGEBER, J. (2002). Ornithologische Stellungnahme zur Erweiterung der Windenergieanlage bei Mildenberg (Kreis Oberhavel, Land Brandenburg). Gutachten im Auftrag der Windenergie Wenger-Rosenau GmbH, Berlin.
- STERNER, D. (2002). A roadmap for PIER research on avian collisions with wind turbines in California. California Energy Commission.
- STIEBEL, H. (1997). Habitatwahl, Habitatnutzung und Bruterfolg der Schafstelze *Motacilla flava* in einer Agrarlandschaft. Vogelwelt 118, 257-268.
- STILL, D., LITTLE, B. & LAWRENCE, E. S. (1996). The effect of wind turbines on the bird population at Blyth Harbour, Northumberland. ETSU W/13/00394/REP.
- STRICKLAND, M. D., ERICKSON, W. P., JOHNSON, G., YOUNG, D. & GOOD, R. (2001a). Risk Reduction Avian Studies at the Foote Creek Rim Wind Plant in Wyoming. In Proceedings of

- National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 107-114. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- STRICKLAND, M. D., JOHNSON, G., ERICKSON, W. P. & KRONNER, K. (2001b). Avian Studies at Wind Plants Located at Buffalo Ridge, Minnesota and Vansycle Ridge, Oregon. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 38-52. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- STÜBING, S. & BOHLE, H. W. (2001). Untersuchungen zum Einfluss von Windenergieanlagen auf Brutvögel im Vogelsberg (Mittelhessen). Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 33, 111-118.
- SUTER, C., REHSTEINER, U. & ZBINDEN, N. (2002). Habitatwahl und Bruterfolg der Grauammer *Miliaria calandra* im Grossen Moos. Ornithologischer Beobachter 99, 105-115.
- THELANDER, C. G. & RUGGE, L. (2000). Avian risk behavior and fatalities at the Altamont Wind Resource Area, March 1998 to February 1999. NREL/SR-500-27545.
- THELANDER, C. G., SMALLWOOD, K. S. & RUGGE, L. (2003). Bird risk behaviors and fatalities at the Altamont Pass Wind Resource Area. Period of performance: March 1998 - December 2000. NREL/SR-500-33829.
- TÖPFER, S. (1996). Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Vogelbeständen einer Agrarlandschaft im nördlichen Harzvorland. Diplomarbeit, Universität Halle.
- TRAPP, H., FABIAN, D., FÖRSTER, F. & ZINKE, O. (2002). Fledermausverluste in einem Windpark. Naturschutzarbeit in Sachsen 44, 53-56.
- TRYJANOWSKI, P. & BAJCZYK, R. (1999). Population decline of the Yellow Wagtail *Motacilla flava* in an intensively used farmland of western Poland. Vogelwelt 120, Suppl., 205-207.
- UGORETZ, S. (2001). Avian Mortalities at Tall Structures. In Proceedings of National Avian - Wind Power Planning Meeting IV (ed. PNAWPPM-IV), pp. 165-166. Prepared for the Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, Carmel, California.
- UMWELTBUNDESAMT. (2001). Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle - rechtliche und ökologische Aspekte. UBA-Texte 01/01.
- US FISH AND WILDLIFE SERVICE. (2003). Interim guidelines to avoid and minimize wildlife impacts from wind turbines. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- VAN DER WINDEN, J., SPAANS, A. L. & DIRKSEN, S. (1999). Nocturnal collision risks of local wintering birds with wind turbines in wetlands. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 33-38.
- VERHOEF, J. P., WESTRA, C. A., KORTERINK, H. & CURVERS, A. WT-Bird. A novel bird impact detection system. ECN research Centre of the Netherlands.
- VIERHAUS, H. (2000). Neues von unseren Fledermäusen. ABU Info 24, 58-60.
- WAKEHAM-DAESON, A. & AEBISCHER, N. J. (1997). Arable reversion to permanent grassland: determining best management options to benefit declining grassland bird populations. Game Conservancy Trust, Fordingbridge.
- WALTER, G. & BRUX, H. (1999). Erste Ergebnisse eines dreijährigen Brut- und Gastvogelmonitorings (1994-1997) im Einzugsbereich von zwei Windparks im Landkreis Cuxhaven. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4, 81-106.
- WEIBEL, U. (1999). Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- WEIBEL, U. M. (1995). Auswirkungen von Buntbrachen auf die Territorialität, Brutbiologie und Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis*. Diplomarbeit, Eidgenössische

Technische Hochschule Zürich.

- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWN, S. J. & KING, J. R. (1997). Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34, 1462-1478.
- WINKELMAN, J. E. (1989). Vogels in het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisternde eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15, Arnhem.
- WINKELMAN, J. E. (1992a). De invloed van de Sepproef Windcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1: aanvaringsslachtoffers, pp. 71. DLO Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (Hrsg.), Arnhem.
- WINKELMAN, J. E. (1992b). De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 4: verstoring. RIN-rapport 92/5, Arnhem.
- YOUNG, D. P., ERICKSON, W. P., GOOD, R. E., STRICKLAND, M. D. & JOHNSON, G. D. (2003a). Avian and bat mortality associated with the initial phase of the Foote Creek Rim Wind-power project, Carbon County, Wyoming. Final report. Western EcoSystems Technology, Inc., Wyoming.
- YOUNG, D. P., ERICKSON, W. P., STRICKLAND, M. D., GOOD, R. E. & SERNKA, K. J. (2003b). Comparison of avian responses to UV-light-reflective paint on wind turbines. Western EcoSystems Technology, NREL/SR-500-32840, Cheyenne.