



Przemysław Chylarecki, Krzysztof Kajzer,
Dariusz Wysocki, Piotr Tryjanowski, Andrzej Wuczyński

P R O J E K T

Wytyczne dotyczące oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki



Przemysław Chylarecki, Krzysztof Kajzer,

Dariusz Wysocki, Piotr Tryjanowski, Andrzej Wuczyński

Wytyczne dotyczące oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki

PROJEKT

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Warszawa 2011

Wytyczne dotyczące oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki

Przemysław Chylarecki, Krzysztof Kajzer,

Dariusz Wysocki, Piotr Tryjanowski, Andrzej Wuczyński (współautor rozdziału nr 3),

Autor projektu okładki:

Filip Ostrowski (Adekwatna)

Niniejsza publikacja nie stanowi źródła prawa, dlatego informacje w niej zawarte nie mają charakteru wiążącego. Publikacja ma charakter zbioru zasad mających pomóc w wyborze metod planowania i przygotowania inwestycji.

© **Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska**

Wydawca:

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Departament Ocen Oddziaływania na Środowisko

ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

www.gdos.gov.pl (menu 00Ś)



Opracowanie sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w ramach programu priorytetowego „Wspieranie systemu ocen oddziaływania na środowisko i obszarów Natura 2000”, zgodnie z umową nr 396/2010/Wn-50/NE-00/D z dnia 17.08.2010 r.

Spis treści

Słownik definicji i skrótów stosowanych w publikacji.....	6
1. Wprowadzenie	9
2. Prawne uwarunkowania oceny oddziaływania na środowisko farm wiatrowych	10
3. Oddziaływania farm wiatrowych na ptaki.....	11
3.1. Przegląd oddziaływań.....	11
3.2. Śmiertelność w wyniku kolizji.....	12
3.3. Zmiany wzorców wykorzystania terenu	18
3.4. Efekt bariery	20
3.5. Bezpośrednia utrata siedlisk.....	21
3.6. Fragmentacja i przekształcenia siedlisk.....	21
4. Zakres informacji ornitologicznej potrzebnej do ocen oddziaływania na środowisko dla projektów wiatrowych.....	22
4.1. Priorytety ochrony awifauny	22
4.2. Zróżnicowanie zakresu potrzebnej informacji	26
4.2.1. Prognozy OOS dla planów i programów o zasięgu krajowym i wojewódzkim.....	27
4.2.2. Prognozy OOS dla planów i programów o zasięgu gminnym.....	27
4.2.3. Raporty OOS dla przedsięwzięć wiatrowych	28
4.3. Źródła potrzebnej informacji.....	29
4.3.1. Prognozy o zasięgu krajowym i regionalnym	29
4.3.2. Prognozy dla planów i programów o zasięgu gminnym.....	29
4.3.3. Raporty OOS dla przedsięwzięć wiatrowych	30
4.4. Rola strategicznych ocen oddziaływania na środowisko i kwalifikacji wstępnych.....	30
5. Ocena rozmiarów i znaczenia prognozowanego oddziaływania	31
5.1. Uwagi wstępne	31
5.1.1. Specyfika prognozowania – precyzja i wymiar ekspercki.....	31
5.1.2. Prawidłowa ocena skutków biologicznych – małe liczby nie muszą oznaczać małych skutków	32
5.2. Zasada przezorności	35
5.3. Właściwy stan ochrony gatunku jako kryterium znaczenia oddziaływania	36
5.4. Prognozowanie rozmiarów kolizji ptaków z siłowniami.....	37
5.4.1. Opcja 1 – Szacowanie śmiertelności bez użycia informacji o intensywności przelotu.....	37
5.4.2. Opcja 2 – Szacowanie śmiertelności z wykorzystaniem informacji o wolumenie przelotu	39

5.4.3. Opcja 3 – Szacowanie śmiertelności w oparciu o modele mechaniczne	40
5.4.4. Podsumowanie	41
5.5. Narzędzia prognozowania znaczenia dodatkowej śmiertelności.....	41
5.5.1. Analiza żywotności populacji.....	41
5.5.2. Bezpieczny biologicznie poziom pozyskania	43
5.6. Prognozowanie rozmiarów i znaczenia innych oddziaływań	44
5.7. Minimalizacja i kompensacja niekorzystnych oddziaływań	45
5.8. Ocena oddziaływań skumulowanych	47
6. Badania przedrealizacyjne – zakres i metody prac terenowych	48
6.1. Zagadnienia ogólne	48
6.2. Etapy gromadzenia informacji – rola kwalifikacji wstępnej.....	49
6.3. Niezbędne kwalifikacje wykonawców.....	51
6.4. Badania ilościowe występowania ptaków.....	52
6.5. Podstawowe moduły badań terenowych awifauny w ramach oceny oddziaływania na środowisko dla projektów wiatrowych	58
6.5.1. Przegląd	58
6.5.2. Liczenia transektowe (M1)	59
6.5.3. Liczenia z punktów obserwacyjnych (M2).....	60
6.5.4. Cenzus lęgowych gatunków kluczowych (M3)	62
6.5.5. Badania rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL (M4).....	64
6.5.6. Identyfikacja zgrupowań i koncentracji (M5).....	66
6.5.7. Specyfika badań przedrealizacyjnych dla potrzeb prognoz OOŚ.....	67
6.5.8. Specyfika badań przedrealizacyjnych dla potrzeb raportów OOŚ.....	68
6.5.9. Notowanie ptaków w terenie i inne aspekty techniczne	71
6.5.10. Zasady gromadzenia danych	72
7. Prezentacja danych w prognozach i raportach oceny oddziaływania na środowisko	72
7.1. Prezentacja danych w prognozach oceny oddziaływania na środowisko	72
7.1.1. Zagadnienia ogólne	72
7.1.2. Charakterystyka terenów przeznaczonych pod energetykę wiatrową	73
7.1.3. Ilościowa charakterystyka awifauny terenów o różnicowanym przeznaczeniu	73

7.1.4. Zestawienie informacji o pracach terenowych	74
7.1.5. Identyfikacja zagrożeń dla awifauny i ich znaczenia	74
7.1.6. Proponowane działania minimalizujące i kompensujące.....	74
7.2. Prezentacja danych w raportach oddziaływania na środowisko.....	75
7.2.1. Zagadnienia ogólne	75
7.2.2. Charakterystyka przedsięwzięcia	77
7.2.3. Ogólna charakterystyka awifauny	78
7.2.4. Dane z modułu liczeń transektowych (M1).....	79
7.2.5. Dane z modułu liczeń z punktów obserwacyjnych (M2)	80
7.2.6. Wyniki cenzusu lęgowych gatunków kluczowych (M3)	82
7.2.7. Wyniki badań rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL (M4).....	83
7.2.8. Wyniki badań zgrupowań i koncentracji (M5).....	83
7.2.9. Waloryzacja powierzchni farmy	84
7.2.10. Identyfikacja zagrożeń.....	84
7.2.11. Ocena rozmiarów zagrożeń i ich znaczenia.....	84
7.2.12. Proponowane działania minimalizujące i kompensujące.....	85
8. Dobre praktyki w ocenach oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki.....	86
8.1. Podstawowe błędy i braki w prognozach i raportach oddziaływania na środowisko	86
8.2. Rozbudowa istniejących zasobów informacji i gromadzenie wiedzy	89
9. Badania porealizacyjne.....	90
9.1. Po co nam badania porealizacyjne?	90
9.2. Ogólny schemat badań porealizacyjnych	90
9.3. Monitoring ofiar kolizji	93
9.3.1. Schemat badań	93
9.3.2. Poszukiwania ciał ofiar kolizji	94
9.3.3. Badania tempa znikania ciał	98
9.3.4. Badania wykrywalności ciał ofiar.....	100
9.3.5. Analiza danych.....	100
Literatura	103

Słownik definicji i skrótów stosowanych w publikacji

Cenzus – Badania ilościowe ptaków, których celem jest wykrycie wszystkich osobników (względnie par lęgowych lub gniazd) danego gatunku obecnych w granicach określonego obszaru. Przeciwnieństwem cenzusu są badania ilościowe zakładające możliwość wykrycia jedynie części osobników rzeczywiście występujących na danym terenie, których liczba traktowana jest jako indeks (wskaźnik) rzeczywistej liczebności lokalnej populacji.

Decyzja Środowiskowa - Decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach.

Dyrektywa Ptasia - Dyrektywa 2009/147/WE z 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa

Dyrektywa Siedliskowa - Dyrektywa 92/43/EWG z 21 maja 1992 r w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, inaczej nazywana też dyrektywą habitatową.

Dyrektywa Szkodowa - Dyrektywa 2004/35/CE z 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu.

Elektrownia wiatrowa - Inaczej siłownia wiatrowa lub turbina wiatrowa. Urządzenie służące do produkcji energii elektrycznej z energii wiatru.

Gatunki kolizyjne – Gatunki szczególnie często ulegające kolizjom z pracującymi siłowniami wiatrowymi i szczególnie na te kolizje narażone.

Gatunki rzadkie – Gatunki których zagęszczenie populacji lęgowej nie przekracza 10 par/100 km², względnie zagęszczenie populacji zimującej nie przekracza 20 osobników/100 km² (połączone kategorie: nieliczny, bardzo nieliczny i skrajnie nieliczny wg Tomiałoć & Stawarczyk 2003).

Gatunki SPEC – patrz SPEC

Gatunki średnioliczne – Gatunki których zagęszczenie populacji lęgowej kształtuje się w przedziale 10-100 par/100 km², względnie zagęszczenie populacji zimującej wynosi 20-200 osobników/100 km² (Tomiałoć & Stawarczyk 2003).

MPPL - Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych. Wieloletni program mający na celu uzyskanie corocznych wskaźników liczebności ok. 100 najpowszechniej występujących w Polsce gatunków ptaków lęgowych. Program realizowany jest w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, koordynowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Więcej informacji:
<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>

mpzp – Miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego

OoŚ - Ocena Oddziaływania na Środowisko

osop - Obszar Specjalnej Ochrony Ptaków Natura 2000

Park wiatrowy (farma wiatrowa) – Zespół siłowni z infrastrukturą towarzyszącą.

Płat - Odrębne skupienia planowanych turbin oddalonych od siebie przynajmniej o 2 km.

Projekt wiatrowy (przedsięwzięcie wiatrowe) - Projekt budowy farmy wiatrowej lub pojedynczej turbiny traktowanej jako osobne przedsięwzięcie w znaczeniu Ustawy OOS.

Przedsięwzięcie wiatrowe – patrz projekt wiatrowy.

PVA (*population viability analysis*) – Analiza żywotności populacji; prognoza zmian liczebności populacji w określonym horyzoncie czasowym, jako funkcji jej parametrów demograficznych.

Raport OOS - Raport oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko.

Rozporządzenie o ochronie gatunkowej – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną (Dz. U. Nr 220, poz. 2237).

Rozpowszechnienie – Procentowy udział obszaru badań zasiedlony przez dany gatunek. Frekwencja powierzchni próbných lub innych jednostek próbkowania (transekty, punkty liczeń, oczka siatki kwadratów), na których występuje dany gatunek. Wartość rozpowszechnienia zależy od wielkości powierzchni próbných, w ramach których rejestrowane jest występowanie gatunku. Najczęściej oceniane jest w siatce kwadratów 10 km x 10 km lub 50 km x 50 km.

SE – Błąd standardowy oszacowania wartości średniej w próbie.

SPEC (*Species of European Conservation Concern*) - Gatunki priorytetowe w ochronie ptaków w Europie wg BirdLife International.

suikpzg – Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy.

Transekt – Linia przemarszu obserwatora przez obszar badań terenowych, w trakcie którego liczone są ptaki. Transekty z reguły mają postać trwale wyznaczonej w terenie linii prostej lub łamanej, składającej się z kilku odcinków. Zazwyczaj liczenia ptaków z transektu wiążą się z przypisywaniem obserwacji do predefiniowanych stref odległości lokalizacji ptaka od linii transektu (metodyka transektowa).

TSWE - Trybunał Sprawiedliwości Wspólnot Europejskich.

Ustawa OOS – Ustawa z dnia 3 października 2008 o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. z 2008 r., Nr 199, poz. 1227, ze zm.).

Wolumen przelotu – Całkowita liczba ptaków przelatujących w ciągu określonego czasu (np. roku) przez określony przekrój (wycinek) przestrzeni powietrznej (np. przekrój wyznaczony powierzchnią farmy).

Zagęszczenie – Liczba par lęgowych (lub terytorialnych samców) przypadająca na jednostkę powierzchni terenu (z reguły 1 km² lub 10 ha).

Ziarno – Wielkość najmniejszego, jednostkowego wydzielenia przestrzennego w ramach siatki kwadratów narzuconej na obszar będący przedmiotem rozważań. Przykładowo, ziarno 100 km² oznacza użycie siatki kwadratów o boku 10 km.

PROJEKT

1. Wprowadzenie

Polska zobligowana jest do zwiększenia udziału energii odnawialnej w ogólnym bilansie energetycznym do 20% w 2020 r. Ze względu na mechanizmy finansowe, promujące m.in. energetykę wiatrową, właśnie ten segment rynku inwestycyjnego rozwija się w Polsce bardzo prężnie w ostatnich latach.

W związku z tym, że lokalizacja farm wiatrowych oraz efekt skali, czyli liczba inwestycji tego typu skoncentrowana na określonym terenie, mają kluczowe znaczenie dla występowania i rozmiarów ich negatywnego wpływu na środowisko przyrodnicze, istnieje potrzeba prowadzenia zestandaryzowanych metod badawczych, których wyniki umożliwią podjęcie decyzji administracyjnych, minimalizujących szkody przyrodnicze.

Możliwość negatywnego oddziaływania farm wiatrowych na środowisko przyrodnicze została szeroko opisana w krajach, gdzie ten segment energetyki jest mocno rozbudowany (zwłaszcza USA i niektóre kraje Europy Zachodniej). Specyfika pracy oraz sposobów lokalizacji turbin powoduje, że największe negatywne oddziaływanie dotyczy ptaków i nietoperzy.

Lawinowy wzrost liczby planowanych farm wiatrowych w naszym kraju, a tym samym możliwość znaczącego wzrostu negatywnych oddziaływań tego typu inwestycji na środowisko przyrodnicze, stanowił podstawową przesłankę powstania niniejszych wytycznych Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska. Pierwszą i jedyną jak do tej pory próbą wprowadzenia zestandaryzowanej metodyki badań awifauny na terenach planowanych pod inwestycje wiatrowe w Polsce były wytyczne Polskiego Stowarzyszenia Energetyki Wiatrowej (PSEW) z 2008 r., których stosowanie przyjęto jako zalecaną dobrą praktykę. Dokument ten sformułowano jednak bardzo ogólnie i nie precyzował on wielu zagadnień. Niniejsze wytyczne stanowią w znacznym stopniu rozwinięcie wspomnianego wyżej opracowania PSEW (2008). Zmodyfikowano pewne moduły, znacznie uszczegółowiono sposób ich wykonania oraz poszerzono zakres tematyczny.

Dynamiczny rozwój energetyki wiatrowej w Unii Europejskiej spowodował wydanie w 2010 r. wytycznych Komisji Europejskiej odnośnie wpływu tych inwestycji na środowisko przyrodnicze (EC 2010). Wytyczne tego typu istnieją też w wielu krajach Europy oraz w USA i Kanadzie.

Niniejszy dokument ma uporządkować wiedzę o tym jak przeprowadzać badania awifauny na terenach planowanych lokalizacji farm wiatrowych. Brak standaryzacji metod badawczych nie sprzyjał do tej pory obiektywizmowi przy wyciąganiu wniosków odnośnie potencjalnie negatywnego wpływu tego typu inwestycji. Dotyczyło to nie tylko osób wykonujących badania terenowe i piszących podsumowujące je opracowania, ale także organów administracji państwowej wydających decyzje środowiskowe.

Wytyczne przeznaczone są zatem przede wszystkim dla przyrodników planujących i wykonujących inwentaryzacje przed- i porealizacyjne oraz związane z nimi opracowania. Drugą grupą odbiorców są pracownicy organów administracji zajmujący się na co dzień ustaleniem zakresu i weryfikacją raportów o oddziaływaniu na środowisko i wydawaniu decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, a także biorący udział w procedurze strategicznej oceny oddziaływania na środowisko. Trzecią grupę

stanowią natomiast inwestorzy, którym przedstawione zostaną jasno określone sposoby prowadzenia badań oraz interpretacji i prezentacji wyników.

2. Prawne uwarunkowania oceny oddziaływania na środowisko farm wiatrowych

Zgodnie z zapisami Ustawy OOS, analizy oddziaływania na środowisko, obejmujące również badania wpływu wywieranego przez projekty wiatrowe, wykonuje się w dwóch typach dokumentów ocenowych:

- w prognozach oddziaływania na środowisko dla projektów dokumentów wymagających strategicznej OOS (art. 46 i 47 Ustawy OOS);
- w raportach o oddziaływaniu na środowisko wykonywanych:
 - o w ramach oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko oraz w ramach ponownej OOS dla przedsięwzięcia;
 - o w ramach oceny oddziaływania przedsięwzięcia na obszary Natura 2000.

Wykonywanie prognoz i raportów OOS nie jest obligatoryjne dla wszystkich planów i przedsięwzięć. Ustawa OOS precyzuje w art. 48, dla jakich planów i w jakich okolicznościach można odstąpić od wykonywania strategicznej OOS, a w jej ramach prognozy OOS. Natomiast, dla indywidualnych przedsięwzięć, Ustawa OOS w art. 59, wskazuje, jakie przedsięwzięcia i w jakich okolicznościach podlegają obowiązkowi przeprowadzenia OOS, a tym samym konieczności sporządzenia raportu OOS. W odniesieniu do elektrowni wiatrowych, OOS wymagana jest – na mocy rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r., w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. 2010 nr 213 poz. 1397) – w stosunku do:

- wszelkich instalacji planowanych na obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej;
- instalacji planowanych poza obszarami morskimi, o łącznej mocy nominalnej elektrowni nie mniejszej niż 100 MW.

Natomiast fakultatywna OOS dotyczy instalacji wykorzystujących siłę wiatru do produkcji energii:

- o całkowitej wysokości nie niższej niż 30 m, nie wymienione w § 2 ust. 1 pkt 5 tego rozporządzenia (czyli zlokalizowanych poza obszarami morskimi oraz o łącznej mocy nominalnej elektrowni mniejszej niż 100 MW);
- wszelkich, jeśli mają być zlokalizowane na obszarach objętych formami ochrony przyrody, o których mowa w art. 6 ust. 1 pkt 1-5, 8 i 9 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (czyli w parkach narodowych, rezerwach przyrody, parkach krajobrazowych, na obszarach chronionego krajobrazu, obszarach Natura 2000, użytkach ekologicznych oraz w zespołach przyrodniczo-krajobrazowych).

Ogólne zasady postępowania administracyjnych związanych z ocenami oddziaływania na środowisko są szczegółowo przedstawione w opracowaniu Florkiewicz i Kawickiego (2009), dostępnym na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska. Natomiast specyfikę OOS dla przedsięwzięć

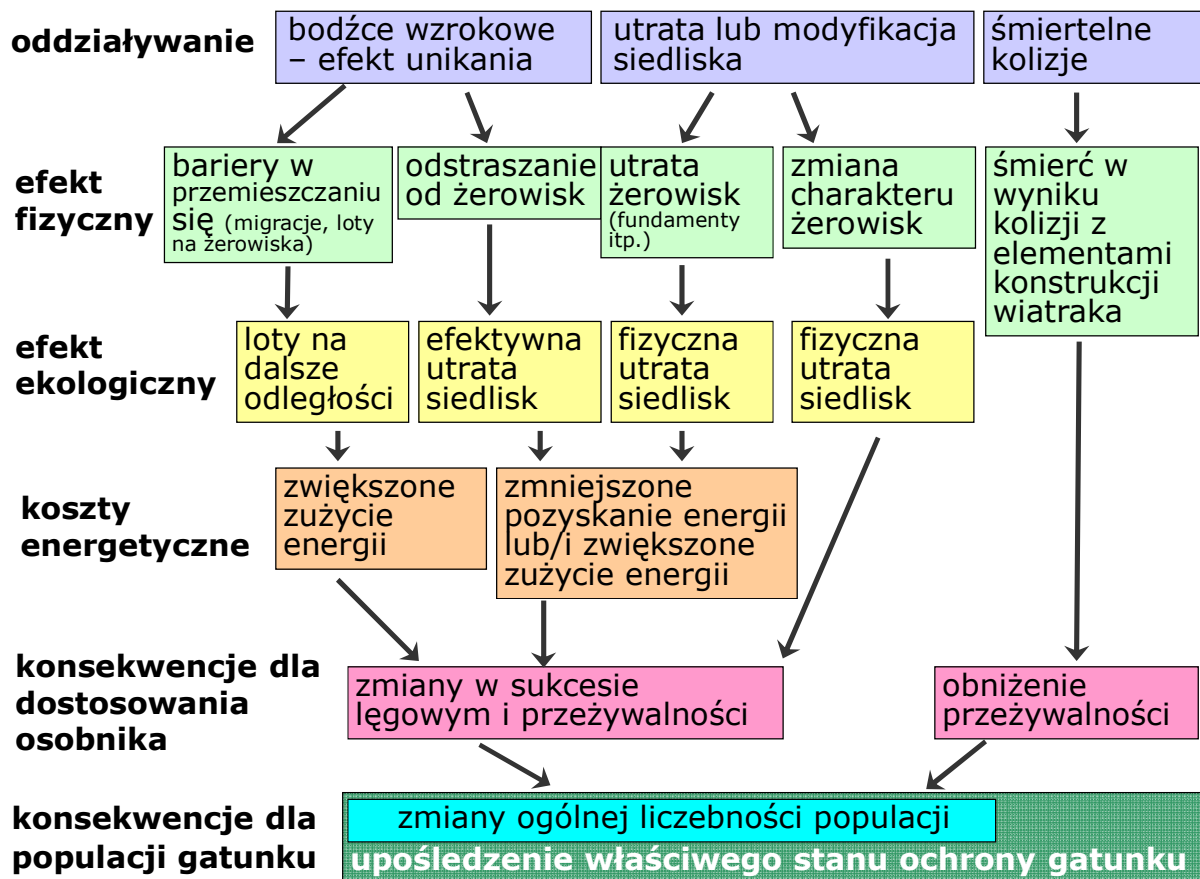
mogących oddziaływać na obszary Natura 2000 omawia opracowanie Engla (2009) oraz wytyczne Komisji Europejskiej (EC 2000, EC 2002).

Pomimo, że organ administracji ma prawo w określonych przypadkach odstąpić od wskazania konieczności wykonywania OOS, w tym strategicznej OOS (patrz wyżej), wydaje się, że w odniesieniu do ogromnej większości projektów wiatrowych należących do grupy przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko konieczne jest przygotowanie ww. dokumentacji w celu ustalenia wielkości i zasięgu oddziaływania na środowisko. Wyniki badań naukowych wskazują, że oddziaływania elektrowni wiatrowych na awifaunę są powszechnie stwierdzane i trwałe. Dotyczy to również pojedynczych elektrowni lub siłowni stawianych w znacznym rozproszeniu (które charakteryzują się podwyższonym poziomem kolizji z ptakami; Rasran et al. 2010). Co więcej, natężenie tych oddziaływań nierzadko może stwarzać znaczące zagrożenie dla właściwego stanu ochrony lokalnych populacji ptaków (patrz rozdział 3), co stwarza spore ryzyko naruszenia przepisów ustawy z dnia 13 kwietnia 2007 o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz.U. Nr 75 poz. 493, ze zm.). Daje to uzasadnione podstawy do przyjęcia, że strategiczna ocena oddziaływania na środowisko, a w jej ramach prognoza OOS zawierająca opis oddziaływania na awifaunę, powinna być przeprowadzona dla każdego dokumentu planistycznego, dotyczącego rozwoju energetyki wiatrowej. Podobnie ocena oddziaływania na środowisko, a w jej ramach raport OOS zawierający opis oddziaływań na awifaunę konkretnych projektów przedsięwzięć z zakresu energetyki wiatrowej, powinna być przeprowadzana dla zdecydowanej większości takich inwestycji (farmy, pojedyncze siłownie).

3. Oddziaływania farm wiatrowych na ptaki

3.1. Przegląd oddziaływań

Farmy wiatrowe oddziałują na populacje ptaków na szereg sposobów, modyfikując ich zachowania, ograniczając wykorzystanie przestrzeni, czy – w najgorszym przypadku – powodując śmierć w wyniku kolizji z siłowniami. Wszystkie oddziaływania, w końcowym efekcie przyczyniają się do obniżenia zrealizowanej rozrodczości lub przeżywalności ptaków, zmniejszając w ten sposób liczebność lokalnych populacji. Część z tak spowodowanych zmian może stanowić zagrożenie dla żywotności populacji, podczas gdy inne mogą nie mieć znaczenia dla kształtowania zmian jej liczebności w dłuższej perspektywie czasu. Liczebność populacji, a szczególnie jej zmiany, stanowi jeden z najprostszych do oceny wskaźników jej właściwego stanu ochrony i – jako taka – jest też najpowszechniej stosowaną miarą oceny skutków realizacji przedsięwzięć, w tym projektów wiatrowych.



Ryc. 3.1. Schemat szlaków oddziaływań elektrowni wiatrowych na ptaki (za Drewitt & Langston 2006, zmienione).

Podstawowe rodzaje negatywnych oddziaływań farm wiatrowych na ptaki obejmują:

- śmiertelność w wyniku kolizji,
- zmiany wzorców wykorzystania terenu,
- efekt bariery,
- bezpośrednią utratę siedlisk,
- fragmentację i przekształcenia siedlisk.

Najważniejsze informacje o powyższych oddziaływaniach zostaną zaprezentowane w dalszej części rozdziału. Bardziej szczegółowo omawiają je m.in. Langston & Pullan (2003), Hótker et al. (2004), Drewitt & Langston (2006), Arnett et al. (2007), Wuczyński (2009).

3.2. Śmiertelność w wyniku kolizji

Kolizje ptaków z konstrukcjami siłowni wiatrowych stanowią przejaw szerszego zjawiska, obejmującego zderzeni ptaków ze wszelkimi wysokimi obiektami istniejącymi w przestrzeni powietrznej. Ptaki rozbijają się również o wysokie budynki, pomniki, konstrukcje mostowe, napowietrzne linie przesyłowe, latarnie morskie czy wieże przekaźnikowe sygnału radiowego lub telewizyjnego (przegląd w Drewitt & Langston 2008). Kolizje tego typu niekiedy mają charakter

przypadków masowej śmiertelności, obejmującej dziesiątki lub setki ptaków ginących w trakcie jednego dnia lub jednej nocy.

Spora część zderzeń z napowietrznymi konstrukcjami zachodzi w nocy i ma charakter tzw. "ślepych" kolizji, wynikających z prostego faktu nie zauważenia przeszkody w przestrzeni powietrznej. Ważnym mechanizmem potęgującym nocną kolizyjność ptaków jest oświetlenie konstrukcji. W warunkach ograniczonej widzialności gwiazd i księżyca, panujących przy pełnym zachmurzeniu, niskim pułapie chmur, mgie lub opadzie (deszczu lub śniegu), wędrujące nocą ptaki aktywnie podążają w kierunku oświetlonych obiektów. Prowadzi to do masowego rozbijania się ptaków o oświetlone konstrukcje.

Jednak spora część zderzeń ptaków z siłowniami wiatrowymi zachodzi w warunkach pełnej widoczności obiektów. Przyczyny, dla których ptaki – w pewnych okolicznościach – nie widzą wirującego rotora pozostają niejasne. Tym bardziej, że w wielu innych wypadkach, te same ptaki mogą wykazywać zachowania dowodnie wskazujące na dostrzeganie przeszkody. Możliwe wyjaśnienia odwołują się do działania (być może łącznego) dwóch mechanizmów opisanych niżej:

- rozmywanie obrazu (*motion smear*) końców śmigieł przesuwających się z bardzo dużą prędkością liniową (>300 km/h), a następnie zanikanie tego obrazu w miarę zbliżania się ptaka do przeszkody (Hodos 2003).
- specyfika pola widzenia ptaków, w którym obszar widzenia stereoskopowego przed dziobem jest bardzo wąski, a spore przestrzenie nad głową i pod dziobem są polami ślepych (Martin & Shaw 2010, Martin 2011). Dla wielu ptaków, przestrzeń przed dziobem jest obszarem widzenia peryferyjnego, nieostrego, gdyż osie wzrokowe są skierowane na boki.

Kolizje ptaków z siłowniami wiatrowymi są zjawiskiem powszechnym, notowanym dla ok. 90% kontrolowanych pod tym względem farm. Natężenie kolizji jest jednak bardzo zróżnicowane – obok farm, gdzie śmiertelność ptaków podawana jest jako zerowa istnieją farmy o bardzo wysokiej śmiertelności ptaków. Najbardziej znane pod tym względem są rozległe pola wiatrowe Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA) w Kalifornii, gdzie łączna liczba ginących ptaków jest szacowana na poziomie 1700–4700 osobników rocznie i 35 000–100 000 w ciągu ostatnich dwóch dekad (Thelander & Smallwood 2007). Na wyspie Smøla u wybrzeży Norwegii, na farmie liczącej 68 siłowni, w ciągu 5 lat zginęło 39 bielików (May et al. 2010, Bevanger et al. 2010). Precyzyjne oszacowanie liczby ptaków (i nietoperzy) ginących w wyniku zderzeń z turbinami jest trudne i opiera się na wynikach systematycznego wyszukiwania ciał ofiar w otoczeniu elektrowni. Obiektywne trudności w znajdowaniu ciał (niska wykrywalność, szybkie usuwanie ciał przez padlinożerców) sprawia, że "surowe" wyniki dają obraz silnie zaniżony. Stąd też rezultaty poszukiwań ofiar są korygowane z uwzględnieniem eksperymentalnie ustalanych współczynników uwzględniających wykrywalność i tempo znikania ciał w warunkach konkretnej farmy.

Liczba ginących ptaków rośnie wraz z wielkością farmy, co wymusza potrzebę stosownej standaryzacji oszacowań, umożliwiającej porównywanie danych z różnych obiektów. Natężenie zderzeń ptaków z siłowniami (kolizyjność) z reguły podaje się jako liczbę ofiar w przeliczeniu na 1 turbinę na rok lub na 1 MW mocy zainstalowanej na rok. Wadą pierwszego podejścia jest równorzędne traktowanie niewielkich turbin "starej generacji" z dużymi siłowniami (1-2 MW mocy) instalowanymi współcześnie, przy rozpowszechnionym przekonaniu, że mniejsze urządzenia cechują się wyższą kolizyjnością jednostkową niż duże turbiny. Wadą drugiego podejścia jest ukryte założenie, że liczba ofiar rośnie liniowo wraz ze wzrostem mocy turbiny, co nie jest prawdą. Wyrażanie natężenia kolizji

w przeliczeniu na MW jest w tej chwili powszechnie przyjęte w USA i Kanadzie, podczas gdy w Europie, z reguły kolizyjność wyraża się w osobnikach na turbinę. Dobrym i często stosowanym rozwiązaniem jest podawanie obu miar intensywności zderzeń. Warto też pamiętać, że kolizyjność standaryzowaną w przeliczeniu na turbinę można łatwo przeliczyć na kolizyjność wyrażaną w osobnikach/MW/rok, dzieląc pierwszą wartość przez moc znamionową siłowni (ewentualnie średnią moc, w sytuacji, gdy w obrębie farmy istnieją elektrownie różnej mocy). Rzadko, do standaryzacji rocznej liczby ofiar używane są również inne miary, np. powierzchnia objęta zasięgiem rotora (*rotor swept area*, RSA), czy ilość GWh rzeczywiście wyprodukowanej mocy.

Dane z ponad 100 farm wiatrowych działających w Europie, USA i Kanadzie pokazują, że średnia liczba ptaków ginących na turbinę na rok wynosi 6,75 osobnika/turbinę/rok (Hótker et al. 2004, Barclay et al. 2007, Arnett et al. 2007, Everaert 2008, Poulton 2010 i inne¹; patrz ryc. 3.2). Rozkład tak obliczanej rocznej kolizyjności jest jednak silnie prawoskośny i zwykła średnia arytmetyczna nie jest dobrą charakterystyką wartości przeciętnej (tj. zawyża wartości oczekiwane). Lepszą miarą oczekiwanej wartości natężenia zderzeń jest w tej sytuacji mediana oraz inne kwantyle rozkładu (czyli wartości, których nie przekracza np. 10%, 90% czy 95% wszystkich obserwacji). Połowa farm charakteryzuje się kolizyjnością nie większą niż 2,31 ptaka/turbinę/rok. Udział farm z kolizyjnością przekraczającą 5 ptaków/turbinę/rok oszacowano na 29%, a z kolizyjnością większą niż 10 ptaków/turbinę/rok – na 22%. Podobne wartości – średnia 8,1, mediana 1,7 – podawali dla daleko mniejszej próby Hótker et al. (2004). Co ciekawe, kolizyjność na farmach europejskich jest wyraźnie wyższa niż na farmach północnoamerykańskich. Ponadto, siłownie nowej generacji (moc znamionowa 1 MW i więcej) charakteryzują się wyższą kolizyjnością (w przeliczeniu na siłownię) niż turbiny starej generacji, zarówno w Europie jak i w Ameryce Północnej (Hótker et al. 2004, Barclay et al. 2007, Arnett et al. 2007, Everaert 2008, Poulton et al. 2010 i inne). Jest to sprzeczne z często powtarzanymi opiniami, iż wysoka kolizyjność była domeną turbin starej generacji, podczas gdy siłownie budowane współcześnie są pod tym względem mniej niebezpieczne.

Dosyć wyraźnie zarysowują się dwie grupy siłowni: z kolizyjnością na poziomie kilku ptaków rocznie (z reguły mniej niż 2 osobniki w roku) oraz takie, gdzie corocznie ginie 10-20 ptaków na turbinę, a niekiedy nawet więcej. Podział ten nie odzwierciedla jednak tradycyjnego podziału na siłownie "starej" i "nowej" generacji. Po części, stanowi on jednak odbicie zróżnicowania pomiędzy kontynentami, gdyż farmy o rocznej kolizyjności pojedynczych turbin przekraczającej 20 ptaków występują głównie w Europie. Jednak na obu kontynentach, przy zdecydowanej dominacji farm o kolizyjności na poziomie kilku ofiar/turbinę/rok, wyodrębnia się grupa farm charakteryzujących się podwyższonym natężeniem zderzeń, kształtującym się na poziomie powyżej 10 ofiar/turbinę/rok.

Krajowe farmy wiatrowe nie odbiegają poziomem kolizyjności od wartości oczekiwanych dla farm europejskich (Zieliński et al. 2007, 2008, 2009, 2010; Rodziewicz 2008, 2009, 2010).

Intensywność zderzeń jest w pierwszym rzędzie pochodną dwóch czynników: łącznej liczby ptaków eksponowanych na ryzyko kolizji oraz występowania i lokalnej liczebności gatunków ptaków o podwyższonej podatności na zderzenia z siłowniami. Jako takie, czynniki te składają się na podstawowe charakterystyki awifauny występującej w danej lokalizacji. Stąd też, lokalizacja farmy w znacznej mierze przesądza o natężeniu kolizji. Duża liczba ofiar występuje w miejscach, gdzie w powietrzu przemieszcza się wiele ptaków i licznie występują gatunki znane z ponadprzeciętnej

¹ Pełna lista publikacji wykorzystanych do sformułowania tych oszacowań jest zestawiona w Załączniku 1

kolizyjności. Korelacje pomiędzy intensywnością użytkowania przestrzeni powietrznej przez ptaki a natężeniem kolizji były stwierdzane w szeregu badań (Everaert 2008, Smallwood et al. 2009), w szczególności w obrębie wybranych gatunków lub grup gatunków. Istnieją również badania, gdzie takiej zależności nie stwierdzano (de Lucas et al. 2008), być może z uwagi na nieduży zakres zmienności analizowanych parametrów (tj. intensywności użytkowania przestrzeni oraz śmiertelności ptaków) lub fakt, że największe koncentracje tworzyły gatunki o niskiej kolizyjności.

Ryzyko zderzeń jest też silnie zależne od gatunku ptaka. Obok gatunków, które rzadko lub nigdy nie były notowane jako ofiary kolizji (pomimo częstego lub liczego występowania), istnieją gatunki nieproporcjonalnie często znajdowane jako ofiary zderzeń z wiatrakami (tab. 3.1). Do tej grupy należą przede wszystkim ptaki szponiaste (drapieżne), a w szczególności bielik, kania ruda, myszołów zwyczajny oraz orzeł przedni. Wyraźnie mniejsze, choć wciąż bardzo wysokie ryzyko kolizji charakteryzuje też bociana białego, pustułkę czy puchacza. Duże prawdopodobieństwo zderzeń istnieje dla łabędzia niemego, kaczek, mew, niektórych ptaków siewkowych. Wśród wróblowych, podwyższone ryzyko kolizji charakteryzuje skowronka polnego, ptaki krukowate, potrzęsca, czy gąsiorka. Dane z Ameryki Północnej wskazują, że w stosunku do ich lokalnej liczebności nieproporcjonalnie często ofiarami zderzeń są te gatunki ptaków wróblowych, które spędzają dużo czasu w powietrzu, w ramach pokazów godowych lub śpiewów – np. skowronki górniczki. Relatywnie wysoka frekwencja skowronka polnego wśród ofiar znalezionych na dwóch dobrze zbadanych farmach krajowych (Zieliński et al. 2010, Rodziewicz 2010) zdaje się potwierdzać tę prawidłowość. Podwyższona kolizyjność jest też domeną ptaków migrujących w nocy.

Tabela 3.1. Gatunki ptaków charakteryzujące się ponadprzeciętnym ryzykiem kolizji z siłowniami wiatrowymi. Ryzyko zderzenia z turbiną oceniano w arbitralnej skali od 1 (podwyższone) do 4 (bardzo wysokie). Pogrubioną czcionką wyróżniono gatunki o ryzyku ocenionym jako 3 lub 4. Uwzględniono wyłącznie gatunki regularnie występujące w Polsce (jako lęgowe lub w okresie pozalęgowym). Ocena bazuje na podstawie klasyfikacji EC (2010) oraz analizie danych Dürra (2011) wykonanej przez Illnera (2011). Uwzględniono także dane Everaert (2008), Rodziewicza (2008, 2009, 2010), Zielińskiego et al. (2007, 2008, 2009, 2010).

Gatunek (nazwa polska i naukowa)		Ryzyko
Nur rdzawoszyi	<i>Gavia stellata</i>	2
Nur czarnoszyi	<i>Gavia arctica</i>	2
Perkoz rogaty	<i>Podiceps auritus</i>	2
Kormoran czarny	<i>Phalacrocorax carbo</i>	1
Bocian czarny	<i>Ciconia nigra</i>	1
Bocian biały	<i>Ciconia ciconia</i>	3
Łabędź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>	2
Łabędź niemy	<i>Cygnus olor</i>	2
Gęś białoczelna	<i>Anser albifrons</i>	2
Gęś zbożowa	<i>Anser fabalis</i>	2
Gęgawa	<i>Anser anser</i>	2
Bernikla obrożna	<i>Branta bernicla</i>	2
Bernikla białolica	<i>Branta leucopsis</i>	2
Krzyżówka	<i>Anas platyrhynchos</i>	3
Głowienka	<i>Aythya ferina</i>	1
Czernica	<i>Aythya fuligula</i>	1
Ogorzałka	<i>Aythya marila</i>	1
Podgorzałka	<i>Aythya nyroca</i>	1
Edredon	<i>Somateria mollissima</i>	1
Lodówka	<i>Clangula hyemalis</i>	1
Markaczka	<i>Melanitta nigra</i>	1

Gatunek (nazwa polska i naukowa)		Ryzyko
Gągoł	<i>Bucephala clangula</i>	1
Kania czarna	<i>Milvus migrans</i>	3
Kania ruda	<i>Milvus milvus</i>	4
Bielik	<i>Haliaeetus albicilla</i>	4
Gadożer	<i>Circaetus gallicus</i>	3
Błotniak stawowy	<i>Circus aeruginosus</i>	3
Błotniak łąkowy	<i>Circus pygargus</i>	3
Błotniak zbożowy	<i>Circus cyaneus</i>	2
Krogulec	<i>Accipiter nisus</i>	2
Myszołów	<i>Buteo buteo</i>	4
Orlik krzykliwy	<i>Aquila pomarina</i>	2
Orzeł przedni	<i>Aquila chrysaetos</i>	4
Rybołów	<i>Pandion haliaetus</i>	2
Pustułka	<i>Falco tinnunculus</i>	3
Kobuz	<i>Falco subbuteo</i>	2
Sokół wędrowny	<i>Falco peregrinus</i>	2
Cietrzew	<i>Tetrao tetrix</i>	2
Bażant	<i>Phasianus colchicus</i>	1
Kuropatwa	<i>Perdix perdix</i>	1
Derkacz	<i>Crex crex</i>	2
Łyska	<i>Fulica atra</i>	1
Żuraw	<i>Grus grus</i>	1
Siewka złota	<i>Pluvialis apricaria</i>	1
Czajka	<i>Vanellus vanellus</i>	1
Biegusy	<i>Calidris spp.</i>	1
Kszyk	<i>Gallinago gallinago</i>	2
Rycyk	<i>Limosa limosa</i>	1
Śmieszka	<i>Larus ridibundus</i>	3
Mewa "srebrzysta"²	<i>Larus argentatus sensu lato</i>	3
Mewa siwa	<i>Larus canus</i>	3
Rybitwa czubata	<i>Sterna sandvicensis</i>	3
Rybitwa rzeczna	<i>Sterna hirundo</i>	3
Rybitwa białoczelna	<i>Sternula albifrons</i>	3
Gołębie	<i>Columbidae</i>	2
Kukułka	<i>Cuculus canorus</i>	1
Puchacz	<i>Bubo bubo</i>	3
Uszatka leśna	<i>Asio otus</i>	1
Uszatka błotna	<i>Asio flammeus</i>	1
Płomykówka	<i>Tyto alba</i>	1
Lelek	<i>Caprimulgus europaeus</i>	2
Jerzyk	<i>Apus apus</i>	3
Dudek	<i>Upupa epops</i>	1
Skowronek polny	<i>Alauda arvensis</i>	3
Dymówka	<i>Hirundo rustica</i>	2
Oknówka	<i>Delichon urbica</i>	2
Kruk	<i>Corvus corax</i>	3
Wrona siwa	<i>Corvus cornix</i>	2
Mysikrólik	<i>Regulus regulus</i>	2
Gąsiorek	<i>Lanius collurio</i>	2
Szpak	<i>Sturnus vulgaris</i>	2

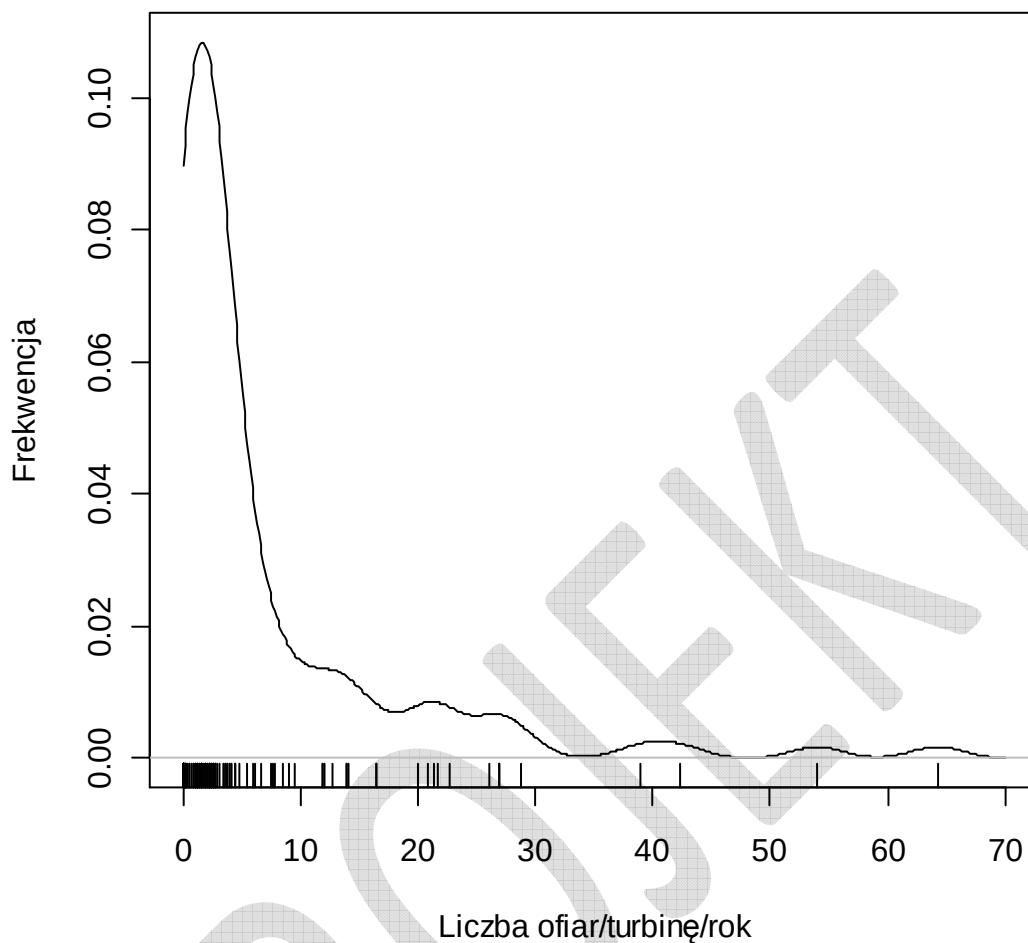
² Nadgatunek obejmujący, obok mewy srebrzystej w wąskim znaczeniu słowa (*Larus argentatus*), również mewę białogłową (*Larus cachinnans*) oraz mewę romańską (*Larus michahelis*)

Gatunek (nazwa polska i naukowa)		Ryzyko
Rudzik	<i>Erithacus rubecula</i>	1
Trznadel	<i>Emberiza citrinella</i>	2
Potrzeszcz	<i>Emberiza calandra</i>	3

Średnia kolizyjność, standaryzowana poprzez wyrażenie jej w osobnikach na turbinę na rok, jest oczywiście tylko miarą statystyczną. W istocie, poszczególne siłownie w ramach farmy z reguły różnią się natężeniem kolizji ptaków. Wyższe ryzyko zderzeń z ptakami stwarzają turbiny stojące na obrzeżach skupień, na końcach rzędów czy na krawędziach grzbietów górskich, na przełęczach, w pobliżu stromych nasłonecznionych zboczy generujących silne wstępujące prądy termiczne (Smallwood & Thelander 2004, Thelander & Smallwood 2007, Rasran et al. 2010). Elektrownie stojące jako pojedyncze obiekty, oddalone od innych wiatraków, cechują się również podwyższoną kolizyjnością (Rasran et al. 2010). Badania przeprowadzono ostatnio w Niemczech wykazując, że podwyższonym ryzykiem zderzeń ptaków cechują się także siłownie położone dalej od dróg kołowych i od zabudowań (Rasran et al. 2010).

Kolizyjność bywa także oceniana jako udział ptaków kolidujących w relacji do wszystkich ptaków przelatujących na pułapie równym wysokości turbiny. Taka względna kolizyjność była szacowana na poziomie 0.02 do 0.18% (a nawet >0.30%) całkowitego wolumenu przelotu (Krijgsveld et al. 2009). Jakkolwiek te oceny wydają się być bardzo małe, to biorąc pod uwagę stwierdzone w warunkach krajowych natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej przez ptaki (z reguły sto-kilkaset tysięcy osobników w ciągu roku na 2 km przekroju farmy), przekładają się one z reguły na bardzo wysokie wartości bezwzględne, liczone w dziesiątkach lub setkach ofiar rocznie.

Kolizyjność jest zmienna w zależności od pory roku. Przyjmowane często *a priori* założenie, że najwyższe natężenie kolizji ma miejsce w okresie migracji, kiedy przez przestrzeń powietrzną farmy przelatuje najwięcej ptaków – nie zawsze jest prawdziwe. Okres największego nasilenia zderzeń bywa wyznaczany przez najliczniejsze w cyklu rocznym występowanie gatunków najbardziej kolizyjnych, a nie przez zagęszczenia wszystkich gatunków łącznie. Na farmach zlokalizowanych na wybrzeżu Belgii, największe natężenie kolizji przypadało na miesiące letnie (lipiec–sierpień), pokrywając się z okresem szczytowej intensywności wykorzystania przestrzeni przez mewy (które stanowiły tam główną masę ofiar; Everaert 2008). Na farmie Smøla w norweskiej tundrze okresem największej kolizyjności była wiosna, kiedy występował bardzo wyraźny szczyt zderzeń bielików, a także ginęła większość pardw (Bevanger et al. 2010). Na farmach w Tarifa w Hiszpanii najwięcej kolizji rejestrowano w zimie (de Lucas et al. 2008).



Ryc. 3.2. Rozkład kolizyjności ptaków (liczba ofiar/turbinę/rok) stwierdzanej empirycznie na farmach wiatrowych w Europie i Ameryce Północnej. Dane dla 109 farm (Hötker et al. 2004, Barclay et al. 2007, Arnett et al. 2007, Everaert 2008, Poulton et al. 2010; pełna lista wykorzystanych źródeł podana jest w Załączniku 1).

3.3. Zmiany wzorców wykorzystania terenu

Siłownie wiatrowe mogą obniżać intensywność użytkowania przez ptaki przylegających do nich terenów. Tego typu odstraszający efekt istnienia farm wiatrowych opisano zarówno dla okresu lęgowego, jak i pozalęgowego. Pomimo, że w części badań nie wykazywano oddziaływania siłowni na rozmieszczenie ptaków (np. Devereux et al. 2008), to jednak meta-analiza danych z wielu badań wykazuje znaczące obniżenie liczebności ptaków w otoczeniu turbin (Stewart et al. 2007). Podobnie jak w przypadku innych oddziaływań, stwierdzone różnice są odbiciem zróżnicowania w składzie gatunkowym awifauny różnych terenów. Obok gatunków relatywnie niewrażliwych na obecność siłowni, istnieją też gatunki silnie reagujące na istnienie turbin. Najmocniej na obecność turbin reagują blaszkodziobe i siewkowe (Stewart et al. 2007). Natomiast szponiaste i wróblowe – jako całość – nie wykazywały obniżonej intensywności użytkowania terenów w pobliżu siłowni (Stewart et al. 2007). W obrębie ptaków wróblowych istnieją jednak gatunki wybitnie wrażliwe na obecność turbin wiatrowych, gdyż najsilniej wyrażony efekt unikania turbin odnotowano właśnie dla

zgrupowania ptaków wróblowych gniazdujących na preriach Ameryki Północnej (Leddy et al. 1999, Higgins et al. 2007); łączne zagęszczenia ptaków lęgowych były tam 5–6-krotnie niższe w pobliżu wież siłowni niż na terenach położonych z dala (180 m i więcej) od nich. Silne unikanie obszarów w otoczeniu elektrowni wiatrowych stwierdzono też dla zgrupowania ptaków gniazdujących na wrzosowiskach w Szkocji, gdzie 7 z 12 najliczniejszych gatunków wykazywało znacząco obniżone zagęszczenia w strefie sięgającej do 200–800 m od siłowni (Pearce-Higgins et al. 2009). W promieniu 500 m od turbiny, zagęszczenia kształtowały się, w zależności od gatunku, na poziomie 50–85% zagęszczeń stwierdzanych w dalszej odległości od farm, a przy samych wieżach – na poziomie 20–60% (Pearce-Higgins et al. 2009). Koresponduje to z wynikami wcześniejszych meta-analiz, w których stwierdzano, że odstrasżające działanie elektrowni wiatrowych rozciąga się na odległość rzędu 500 m od siłowni i dotyczy głównie blaszkodziobych i siewkowych w okresie pozalęgowym (Hötter et al. 2004, Hötter 2006, Kruckenberg & Jaene 1999). Ptaki szponiaste wskazywane są jako grupa nie wykazująca szczególnie wyraźnych zmian we wzorcach użytkowania przestrzeni, wynikających z bliskości turbin (Madders & Whitfield 2006, May et al. 2010), co może tłumaczyć ich ponadprzeciętną kolizyjność z siłowniami. Potwierdzają to wyniki badań telemetrycznych bielików i błotniaków łąkowych, które w granicach użytkowanych przez siebie terenów, nie wykazują żadnego unikania terenów bezpośrednio przylegających do turbin (Krone et al. 2010, Grajetzky et al. 2010; patrz też May et al. 2010). Jednak również dla tej grupy ptaków istnieją badania wskazujące na unikanie sąsiedztwa siłowni przez niektóre gatunki (Pearce-Higgins et al. 2009). W sumie, indukowane budową elektrowni wiatrowych zmiany w sposobie wykorzystania przestrzeni są silnie zróżnicowane. W pewnych okolicznościach lub miejscach, te same gatunki, które wyraźnie unikają siłowni wiatrowych, mogą nie wykazywać takich zachowań (Hötter et al. 2004, Hötter 2006), przy czym powody takiego zróżnicowania zachowań pozostają nierozpoznane. Dla szeregu gatunków, brak jest wciąż dobrych, ilościowych danych na temat wpływu turbin na użytkowanie terenu.

Zmienność intensywności i zasięgu odstrasżającego oddziaływania farm wiatrowych jest zależna nie tylko od składu gatunkowego lokalnej awifauny, ale i od dwóch innych czynników – wysokości siłowni oraz długości użytkowania farmy. Odpychający efekt turbin jest dodatnio skorelowany z ich wysokością (Hötter 2006), co oznacza, że negatywne oddziaływania elektrowni wiatrowych na użytkowanie terenów przez ptaki są większe (bardziej rozległe) dla wiatraków o większej mocy znamionowej. Zależność ta dotyczy przede wszystkim okresu pozalęgowego, podczas gdy dla sezonu lęgowego dane Hötkera (2006) sugerują wręcz odwrotną zależność. Ponadto, farmy eksploatowane dłużej odstrasżają ptaki silniej niż nowe (Stewart et al. 2007), co jest sprzeczne z postulowanym często efektem "przyzwyczajania się" ptaków do obecności siłowni wiatrowych.

Innym, daleko rzadziej obserwowanym, efektem istnienia elektrowni wiatrowych jest przywabianie ptaków w rejon turbin. Niskie turbiny wyłączone (chwilowo lub długoterminowo) z eksploatacji są atrakcyjne dla ptaków drapieżnych jako miejsca czatowania i odpoczynku. Nie wiadomo, czy taka sama sytuacja ma miejsce w odniesieniu do wysokich siłowni nowej generacji w Europie. Wykazano jednak, w oparciu o badania telemetryczne, że dojrzałe bieliki w Niemczech nieproporcjonalnie często przebywały w pobliżu (w promieniu do 150 m) siłowni wiatrowych (Krone et al. 2010). Młodsze bieliki nie wykazywały takich preferencji, ale nie unikały również terenów farmy, podobnie jak bieliki badane na norweskiej wyspie Smøla (May et al. 2010). Preferencje do użytkowania terenów farm wiatrowych mają wykazywać również kormorany i pustułki (SNH 2010).

3.4. Efekt bariery

Ptaki przelatujące na wysokości turbin mogą zmieniać kierunek lub pułap lotu, omijając w ten sposób miejsca, w których są narażone na kolizje. Tego typu wymuszone zmiany trajektorii lotu zwiększają długość pokonywanej trasy, co przy bardzo dużych wydatkach energetycznych związanych z lotem, oznacza zwiększenie wydatków energetycznych ptaków. Takie zmiany zachowań w trakcie kierunkowych przelotów lokalnych lub długodystansowych, określane jako efekt bariery, są szczególnym przypadkiem zmian we wzorcach wykorzystania przestrzeni omówionych w poprzednim podrozdziale, na tyle jednak specyficznym, że z reguły omawianym osobno.

Za dnia, w warunkach dobrej widoczności i pełnej ekspozycji siłowni, nadlatujące ptaki mogą dostrzegać farmę wiatrową i zmieniać kierunek lotu już z odległości ok. 5 km (Petersen et al. 2006), choć większość z nich zmienia kierunek lub pułap dopiero w strefie ostatnich kilkuset metrów przed pierwszymi turbinami. Reakcje poszczególnych gatunków są jednak zróżnicowane. Także w obrębie tego samego gatunku, wykazującego generalnie silnie zaznaczoną reakcję omijania farmy, część ptaków jednak przelatuje przez jej teren. Dla przelotnych edredonów, proporcja takich ptaków jest trzykrotnie wyższa w warunkach nocnych, sugerując, że przyczyną takich zachowań jest niedostrzeganie siłowni (Desholm & Kahlert 2005).

Koszty jednostkowego ominięcia farmy wiatrowej położonej na trasie migracji ptaków są z reguły minimalne, gdyż wydłużenie trasy lotu wynosi zazwyczaj 5–10% w stosunku do pierwotnego kursu, przy porównaniach obejmujących jedynie odcinek objęty zmianą toru przelotu (Masden et al. 2009). W skali całkowitej trasy migracji, z reguły przekraczającej tysiąc kilometrów, takie dodatkowe nakłady są niezauważalne i porównywalne z efektami znoszenia spowodowanego bocznym wiatrem (Desholm 2005). Jednakże zupełnie inaczej sprawa wygląda przy kumulacji takich kosztów, do której dochodzi w trzech okolicznościach opisanych niżej.

- Występowanie bariery na trasie regularnych, codziennych przelotów pomiędzy noclegowiskiem a żerowiskiem. Z tym przypadkiem mamy do czynienia np. w odniesieniu do migrujących gęsi, łabędzi, żurawi, które w miejscach przystanków na trasie wędrówki z reguły wykazują tego typu zachowania. Regularne przeloty związane z istnieniem gromadnych noclegowisk obserwowane są w okresie pozalęgowym również u wielu ptaków wróblowych (krukowate, szpaki, jaskółki, potrzuszcze) oraz u zimujących kaczek morskich, mew, błotniaków zbożowych czy uszatek leśnych. Farma wiatrowa zlokalizowana na trasie dolotu na noclegowisko, jeśli jest postrzegana jako bariera, powoduje – dla poszczególnych osobników – nadłożenie drogi dwukrotnie w ciągu doby przez kilkanaście-kilkadziesiąt (a niekiedy i ponad sto) dni w roku. Nawet przy niskich jednostkowych kosztach energetycznych może się to przekładać na zauważalne koszty skumulowane, będące ubocznym produktem zwiększonego zużycia energii i owocujące podwyższoną śmiertelnością ptaków (Daan et al. 1996).
- Występowanie bariery pomiędzy gniazdem a żerowiskiem. Ten przypadek dotyczy farm tworzących przeszkodę w przelotach pomiędzy miejscem gniazdowym, a obszarami, na których lęgowe ptaki żerują w przerwach w trakcie inkubacji i – przede wszystkim – zbierając pokarm dla piskląt. Tutaj kumulacja kosztów energetycznych wydłużonych przelotów jest szczególnie szybka, bo ptaki karmiące pisklęta dolatują do gniazda – w zależności od gatunku – od kilku razy dziennie do kilku razy na godzinę (kilkadziesiąt razy w ciągu dnia). W

konsekwencji, nawet kilkuprocentowe wydłużenie trasy przelotu oznacza spory dodatkowy wydatek energetyczny w skali dnia, i znaczące zwiększenie kosztów energetycznych w skali sezonu lęgowego. Ma to ogromne znaczenie, gdyż dzienne tempo zużycia energii jest u ptaków negatywnie skorelowane z prawdopodobieństwem przeżycia kolejnego roku (Daan et al. 1996). Alternatywnie, ptaki dorosłe mogą powstrzymywać się od ponoszenia podwyższonych wydatków energetycznych związanych z dłuższymi przelotami lokalnymi w ramach karmienia piskląt, np. karmiąc je rzadziej lub karmiąc je pokarmem o niższej jakości dostępnym na alternatywnym, bliżej położonym żerowisku (co jest równoznaczne z unikaniem otoczenia farmy). Wtedy koszty możliwego zwiększonego obciążenia energetycznego "przerzucane" są na pisklęta, powodując obniżenie sukcesu lęgowego (większa śmiertelność piskląt, produkcja piskląt gorszej jakości). Te alternatywne metody radzenia sobie ptaków ze zwiększonymi kosztami "obsługi" lęgów oraz ich konsekwencje są dobrze rozpoznane w ramach szeregu badań eksperymentalnych przeprowadzonych w ostatnich dekadach (Daan & Tinbergen 1997). Możliwym przykładem działania takich mechanizmów jest negatywna zależność pomiędzy sukcesem lęgowym orlika krzykliwego a bliskością i wielkością parku wiatrowego w pobliżu gniazda (Scheller 2008).

- Występowanie serii barier na trasie migracji. Duża liczba farm wiatrowych napotykaných przez ptaki na trasie corocznej wędrówki stwarza pole do akumulacji niewielkich kosztów energetycznych związanych z omijaniem pojedynczych elektrowni. Taka kumulacja wydatków energetycznych może skutkować pogorszeniem kondycji ptaków w trakcie pojedynczego etapu przelotu i koniecznością wydłużenia okresu żerowania w miejscach postoju na trasie wędrówki. Obniżona kondycja w trakcie aktywnego przelotu zmniejsza szanse przeżycia ptaka, szczególnie w czasie niekorzystnej pogody lub przy pokonywaniu naturalnych przeszkód (morza, łańcuchy górskie). Konieczność wydłużenia postojów w trakcie migracji wiosennej może z kolei opóźniać termin przystępowania do rozrodu, obniżając produktywność (Newton 2008, Harrison et al. 2010).

Warto na koniec zaznaczyć, że brak reakcji przelatujących ptaków na obecność bariery, jaką tworzy farma wiatrowa, ekspozuje je na podwyższone ryzyko zderzenia z pracującą siłownią. A zatem zarówno omijanie bariery, jak i jej ignorowanie – prowadzi do negatywnych oddziaływań na populację ptaków.

3.5. Bezpośrednia utrata siedlisk

Bezpośredni zabór siedlisk pod konstrukcję siłowni jest z reguły ograniczony powierzchniowo do terenów zajętych przez podstawę wieży oraz przez drogi serwisowe. Jako taki, z reguły nie oddziałuje on zauważalnie na populację ptaków. Rozmiary bezpośredniego zajęcia ziemi pod obiekty farmy wiatrowej (obejmujące także sieć dróg serwisowych) są jednak relatywnie duże i oceniane na poziomie 5–10% obszaru farmy (Arnett et al. 2007). Rozbudowa dróg serwisowych generuje ponadto oddziaływania pośrednie (omówione niżej), które mogą niekorzystnie wpływać na siedliska ptaków.

3.6. Fragmentacja i przekształcenia siedlisk

Budowa farmy wiatrowej powoduje przekształcenia siedlisk położonych w otoczeniu siłowni, wynikające przede wszystkim z budowy dróg serwisowych. Rozbudowa sieci lokalnych dróg, pomimo iż są to z reguły drogi gruntowe, powoduje kaskadę zmian w otaczających siedliskach – poczynając od

zmian w spływach wód powierzchniowych i gruntowych, poprzez nasiloną erozję, do zwiększonej penetracji terenu przez ludzi i pojazdy (Forman et al. 2003). Zmiany w funkcjonowaniu terenów przylegających do drogi są stosunkowo rozległe powierzchniowo, rozciągając się w pasie liczącym – w zależności od typu oddziaływania i intensywności ruchu drogowego – od kilkudziesięciu do kilkuset metrów od pobocza. Szczególnie duże znaczenie mają tu zmiany hydrologii, które mogą dotyczyć obszarów całkiem odległych od drogi i których efekty są często odłożone w czasie (Findlay & Bourdages 2000). Istotne znaczenie ma też fragmentacja siedlisk wynikająca z budowy dróg, obejmująca funkcjonowanie dróg jako barier w przemieszczaniu się zwierząt, spływach wód, ale i korytarza rozprzestrzeniania się wybranych gatunków roślin. Wszystkie te zmiany mogą niekorzystnie oddziaływać na stan zachowania, funkcjonowanie i trwałość siedlisk ptaków występujących na obszarach farm wiatrowych i w ich sąsiedztwie. Zmiany te dotyczą zarówno struktury i funkcjonowania samych siedlisk, jak i wynikających z tego warunków bytowania zwierząt stanowiących bazę pokarmową dla ptaków – np. płazów czy gryzoni, którymi odżywiają się ptaki szponiaste.

Warto również pamiętać, że transport elementów konstrukcji wiatraka, wymusza nierzadko przebudowę łuków na istniejących drogach lokalnych lub budowę nowych odcinków dróg dojazdowych, nierzadko połączone z wycinką drzew w tych rejonach. Oznacza to bezpośrednie zmiany w strukturze siedlisk, mogące obejmować elementy kluczowe dla zasiedlenia terenu przez wybrane gatunki ptaków.

Oddziaływania związane z przekształceniami i fragmentacją siedlisk w wyniku budowy farm wiatrowych, jak dotąd były rzadko oceniane ilościowo. Wykazano jednak, że ptaki gniazdujące na terenach farm na wrzosowiskach Szkocji generalnie unikają obszarów przylegających do dróg serwisowych (Pearce-Higgins et al. 2009).

4. Zakres informacji ornitologicznej potrzebnej do ocen oddziaływania na środowisko dla projektów wiatrowych

4.1. Priorytety ochrony awifauny

Dyrektywa Ptasia zobowiązuje państwa członkowskie do skutecznej ochrony wszystkich dziko żyjących gatunków ptaków, nie ograniczając swego zakresu do gatunków objętych systemami ścisłej ochrony gatunkowej czy wskazanych w załączniku I do tej dyrektywy. Oznacza to konieczność zachowania trwałych biologicznie populacji ponad 200 gatunków regularnie gniazdujących na terenie Polski (Sikora et al. 2007) i zachowania warunków umożliwiających mniej lub bardziej regularne występowanie przynajmniej 200 kolejnych gatunków (Tomiałojć & Stawarczyk 2003) w okresie pozalęgowym (migracje, zimowanie, zalatywanie). Intensywność stosowanych działań ochronnych powinna być jednak dostosowana do statusu ochronnego gatunku (*conservation status*), rozumianego jako ryzyko jego wymarcia w granicach określonego obszaru (np. regionu, kraju, czy kontynentu). Gatunki silniej narażone na szybkie wymarcie w granicach kraju czy Europy wymagają w sposób naturalny pilniejszych i rozleglejszych zabiegów ochronnych niż gatunki słabo narażone na takie ryzyko lub dla których zagrożenie wymarciem ma wymiar jedynie lokalny. Takie zróżnicowanie statusu ochronnego znajduje odzwierciedlenie w priorytetach działań ochronnych zalecanych przez naukowców i przyjmowanych przez kompetentne organy administracji. Wiarygodna ocena stopnia

zagrożenia populacji na danym obszarze ma charakter prognozy, która musi opierać się na wiarygodnych przesłankach biologicznych. Przeprowadzone w ostatnich dekadach liczne badania naukowe wskazują, że najważniejsze charakterystyki populacji pozwalające prognozować jej wysokie ryzyko wymarcia obejmują (O'Grady et al. 2004):

- niską liczebność osobników w populacji,
- niewielki zasięg występowania,
- fragmentację obszaru występowania,
- stwierdzone szybkie tempo spadku liczebności lub zasięgu występowania.

Tak zidentyfikowane czynniki zagrożenia populacji danego gatunku zasiedlającego określony obszar wyznaczają powszechnie przyjęte (i rozwinięte dalej w sposób ilościowy) kryteria wskazywania gatunków zagrożonych stosowane obecnie przez wiodącą organizację ekspercką zajmującą się ochroną zasobów biologicznych – Światową Unię Ochrony Zasobów Naturalnych (IUCN 2001). Dodatkowo, priorytety ochronne mogą być kształtowane także przez uwarunkowania kulturowe lub polityczne, w tym np. szanse powodzenia działań ochronnych czy odpowiedzialność danego kraju za losy całego gatunku w szerszej skali geograficznej (Possingham et al. 2002). Na przykład, niezależnie od liczego występowania na naszym terytorium, Polska ponosi szczególną odpowiedzialność za zachowanie europejskiej populacji bociana białego, gdyż gniazduje tu 38% wszystkich ptaków tego gatunku w granicach Unii Europejskiej. Pewna część gatunków wskazanych jako zagrożone we Wspólnotach Europejskich i wymienionych w załączniku I Dyrektywy Ptasiej, licznie występujących w Polsce, powinna być rozpatrywana w takim właśnie kontekście. W rezultacie, priorytety ochrony poszczególnych gatunków nie zawsze w pełni odzwierciedlają ryzyko wymarcia danego gatunku na danym obszarze. Tym niemniej, status ochronny gatunku na ogół jest spójny z systemami priorytetów ochronnych, wyznaczanymi przez legislację wspólnotową lub państwa członkowskiego.

Kierując się powyższymi przesłankami, wskazaliśmy na użytek niniejszego opracowania następujące kryteria wyróżniania gatunków ptaków lęgowych wymagających szczególnej ochrony obszarów gniazdowania w kontekście lokalizacji projektów wiatrowych, nazywanych dalej gatunkami o niekorzystnym statusie ochronnym:

- gatunki wskazane w art. 4(1) Dyrektywy Ptasiej i wymienione w załączniku I tejże dyrektywy;
- gatunki wymienione w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt (Głowaciński 2001);
- gatunki SPEC (*Species of European Conservation Concern*) w kategoriach 1–2 (BirdLife International 2004);
- gatunki objęte w Polsce strefową ochroną ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania;
- gatunki o krajowym rozpowszechnieniu lęgowym <10% (ocenianym w siatce kwadratów 10 km x 10 km; Sikora et al. 2007);
- gatunki o liczebności krajowej populacji <1000 par lęgowych (wartość minimalna oszacowania z ostatniej dekady).

Za **gatunki wskaźnikowe** w znaczeniu niniejszych wytycznych uznaliśmy wybrane gatunki spełniające *przynajmniej dwa* kryteria z wymienionej wyżej listy, a jednocześnie charakteryzujące się podwyższoną kolizyjnością (tab. 3.1.) oraz relatywnie dobrym rozpoznaniem występowania w granicach kraju (Sikora et al. 2007). Zestawienie tak wyróżnionych gatunków zawiera Załącznik 2. Część z nich to gatunki o niewielkim i ograniczonym zasięgu, lista gatunków rzeczywiście

występujących w danym regionie objętym strategiczną OOŚ będzie z reguły krótsza niż sugeruje zestawienie w Załączniku 2. Regularnie gniazdowe w Polsce gatunki z tej listy powinny być traktowane jako użyteczne – relatywnie łatwo dostępne – indeksy ogólnych walorów awifauny danego terenu i jej wrażliwości na oddziaływania farm wiatrowych.

Ponadto, opierając się o powyższe kryteria, sformułowaliśmy również listę tzw. **gatunków kluczowych**, obejmującą obok gatunków wskaźnikowych również szereg innych gatunków o niekorzystnym statusie ochronnym i podwyższonej kolizyjności, dla których brak jest dobrego rozpoznania rozmieszczenia i liczebności w skali istotnej dla oceny indywidualnych projektów wiatrowych. Stąd też dokładne poznanie ich występowania powinno umożliwić lepszą ocenę ornitologicznych walorów terenów projektowanych farm w ramach OOŚ. Jako gatunki kluczowe wskazaliśmy gatunki spełniające *przynajmniej jedno* z poniższych kryteriów:

- gatunki wskazane w art. 4(1) Dyrektywy Ptasiej i wymienione w załączniku I tejże dyrektywy;
- gatunki wymienione w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt (Głowaciński 2001);
- gatunki o podwyższonej kolizyjności określonej jako 3 lub 4 kategoria ryzyka zderzenia z siłowaniami w tab. 3.1;
- gatunki należące do trzech grup systematycznych charakteryzujących się ogólnie podwyższoną kolizyjnością: ptaków szponiastych, ptaków siewkowych i sów;
- gatunki gniazdujące kolonijnie.

Lista tak wyznaczonych gatunków kluczowych zestawiona jest w Załączniku 3. Nie obejmuje ona skowronka polnego, dla którego cenzusy liczebności są praktycznie niewykonalne z uwagi na wysokie zagęszczenia tego ptaka w krajowych warunkach. Uwzględniliśmy natomiast na niej dzierlatkę, która obecnie spełnia kryteria kwalifikujące ją do umieszczenia w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt (Chylarecki i in. 2006).

Ponadto, kierując się potrzebą ochrony miejsc szczególnie liczego występowania określonych gatunków oraz zgrupowań gatunków, odwołujemy się również do pojęcia unikatowości danego obszaru. Obszar o dużej unikatowości to teren, dla którego ilościowe charakterystyki liczebności populacji danego gatunku (zagęszczenie lub wskaźnik liczebności) są ponadprzeciętnie wysokie i jako takie rzadko i bardzo rzadko spotykane na terenie kraju lub regionu. Miarą tej rzadkości może być:

- Wartość zagęszczenia lub indeksu liczebności wyrażona w relacji do reprezentatywnej średniej krajowej (np. zagęszczenie na poziomie 120% średniej krajowej; zagęszczenie przekraczające średnią krajową o 1,9 jednostek odchylenia standardowego).
- Wartość zagęszczenia lub indeksu liczebności wyrażona jako percentyl rozkładu danej charakterystyki w skali kraju sformułowanego w oparciu o reprezentatywną próbę krajową (patrz Ramka 4.1).
- Udział lokalnej populacji w populacji regionalnej lub krajowej, mierzonej liczebnością par lub liczbą stanowisk lęgowych danego gatunku.

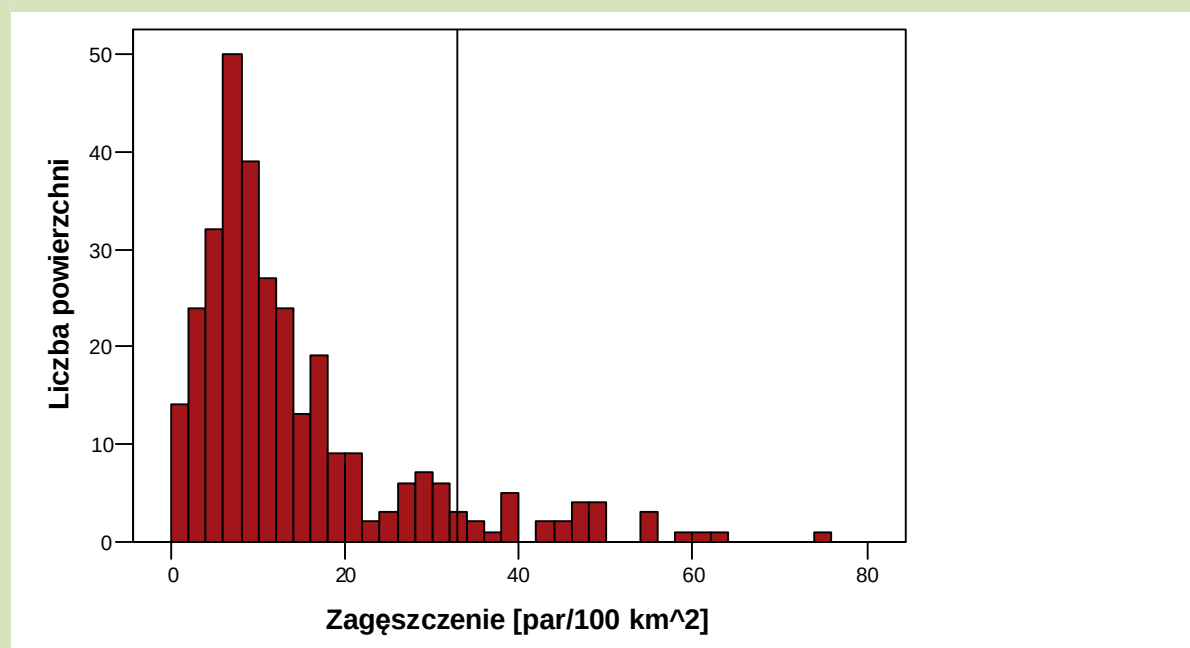
Tak rozumiana unikatowość może być uogólniana dla większej liczby gatunków. Przykładowo, można wskazać dany obszar, jako charakteryzujący się występowaniem 8 spośród 35 gatunków lęgowych w zagęszczeniach większych niż 90% powierzchni kraju. Przy dostępności odpowiednich danych referencyjnych, można unikatowość definiować w odniesieniu do wybranych siedlisk (np. krajobrazu

rolniczego), a nie całości powierzchni Polski, jako bardziej adekwatną miarę rzeczywistej rzadkości występowania gatunku w podanych zagęszczeniach.

Ramka 4.1. Określanie unikatowości

Przykład 1

Na terenie projektowanej farmy wiatrowej o wielkości 94 km² stwierdzono występowanie 31 par gniazdowych bociana białego (parametr HPa; patrz Profus & Jerzak 2009), co daje zagęszczenie 32,97 par/100 km². Stwierdzone zagęszczenie porównano z rozkładem referencyjnym ustalonym dla całej Polski w oparciu o wartości zagęszczeń stwierdzone we wszystkich 314 powiatach w ramach ogólnokrajowego cenzusu w 2004 r. (Guziak & Jakubiec 2006). Stwierdzone zagęszczenie wyznaczało 91,1 percentyl rozkładu referencyjnego. W oparciu o te dane można więc określić, że jedynie 8,9% powierzchni Polski charakteryzuje się zagęszczeniami bociana większymi od wartości stwierdzonej na obszarze planowanej farmy (zaznaczonej jako pionowa linia na wykresie poniżej). Interpretując powyższe dane trzeba zaznaczyć, że rozkład referencyjny był ustalany dla powierzchni (powiaty) o średniej wielkości bliskiej 1000 km², zaś powierzchnia planowanej farmy liczyła blisko 100 km², co może (w nieznacznym stopniu) wpływać na dokładną wartość oszacowania stosownego percentyla rozkładu.

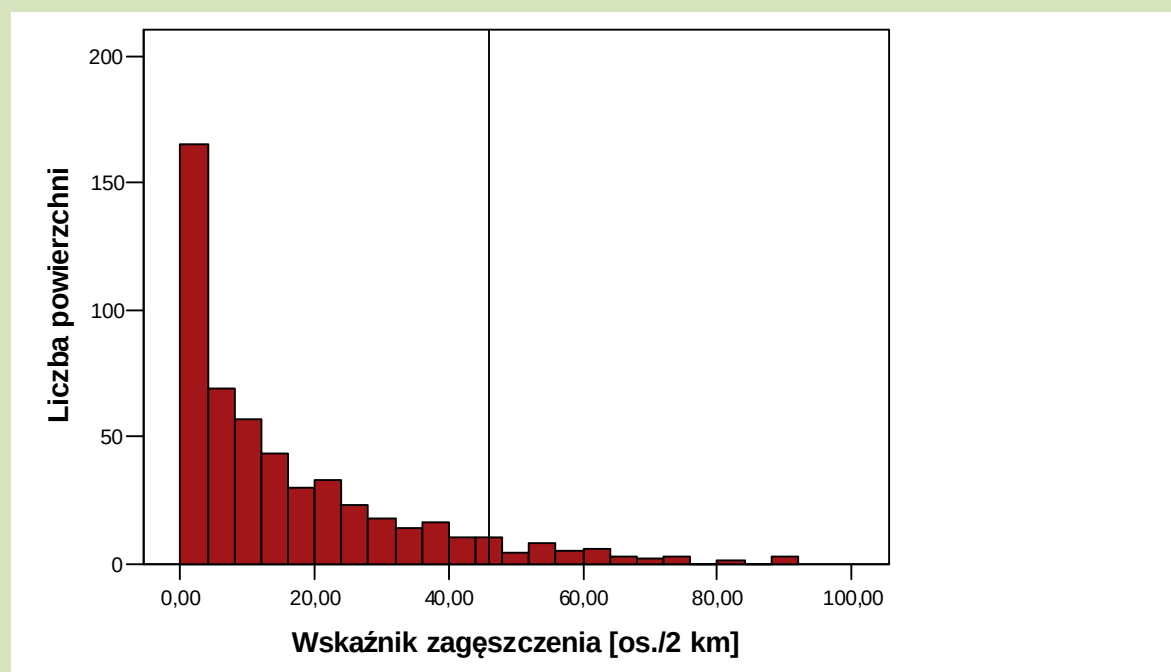


Ryc. 4.1. Rozkład referencyjny zagęszczenia lęgowej populacji bociana białego w Polsce, ustalony w oparciu o dane z 314 powiatów, w których wykonano w 2004 r. cenzus zasiedlonych gniazd tego gatunku (Guziak & Jakubiec 2006). Wartość zagęszczenia stwierdzona na planowanej farmie oznaczona jest jako pionowa linia.

Przykład 2

Na terenie projektowanej farmy wiatrowej określono wskaźnik zagęszczenia lęgowej populacji skowronka jako 46 osobników/2 km transektu liniowego. Wskaźnik ten określono w oparciu o dwukrotne liczenia wykonane na 4 powierzchniach próbnych z wykorzystaniem protokołu badań terenowych stosowanego w Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych (MPPL). Dla każdej powierzchni wskaźnik wyznaczono jako większe z dwóch liczeń wykonanych na 2 km transektów

wyznaczonych w granicach powierzchni 1 km x 1 km. Tak uzyskany wskaźnik został uśredniony dla 4 powierzchni kontrolowanych w granicach planowanej farmy i porównany z rozkładem referencyjnym tego wskaźnika (obliczanego w analogiczny sposób) dla 523 powierzchni próbnych kontrolowanych w całej Polsce w ramach programu MPPL w 2010 r. (reprezentatywność tej próby jest zagwarantowana przez losowy dobór lokalizacji powierzchni). Porównanie to pozwala oszacować, że jedynie 6,9% powierzchni kraju charakteryzuje się wyższymi wartościami wskaźnika zagęszczenia skowronka. Tereny planowanej farmy są więc wysoce unikatowe pod względem zagęszczeń tego gatunku.



Ryc. 4.2. Rozkład referencyjny zagęszczenia wskaźnika zagęszczeń populacji skowronka polnego w Polsce, ustalony w oparciu o dane z 523 powierzchni próbnych kontrolowanych w 2010 r. z zastosowaniem protokołu badań terenowych MPPL (Dane Państwowego Monitoringu Środowiska <www.monitoringptakow.gios.gov.pl>). Wartość wskaźnika stwierdzona na planowanej farmie oznaczona jest jako pionowa linia.

Uwaga: obydwa przykłady bazują częściowo na fikcyjnych wartościach liczbowych i powinny być traktowane jedynie jako ilustracja schematu postępowania.

4.2. Zróźnicowanie zakresu potrzebnej informacji

Zasadniczą rolą oceny oddziaływania na środowisko jest zobrazowanie i określenie wpływu na wszystkie elementy środowiska planowanej inwestycji lub dokumentu planistycznego. Wymaga to dostępu do relatywnie bogatych zasobów informacji o stanie środowiska w miejscu planowanej inwestycji. Jednak precyzja potrzebnego prognozowania rośnie wraz z malejącą powierzchnią obszaru stanowiącego przedmiot rozważań i rosnącym prawdopodobieństwem rzeczywistej lokalizacji farmy w konkretnym miejscu. Ta gradacja szczegółowości wskazania miejsca realizacji projektu wiatrowego powinna znaleźć odbicie w zakresie informacji o zasobach awifauny wymaganej

do przyjęcia danego dokumentu planistycznego czy też wydania stosownej decyzji administracyjnej, przesądzającej o możliwości (względnie pewności) wybudowania farmy. Prognozy OOŚ dla dokumentów planistycznych o zasięgu ogólnokrajowym czy regionalnym wymagają mniej szczegółowej informacji o awifaunie niż prognozy OOŚ dla opracowań wykonywanych w skali gminy, czy raporty OOŚ dla konkretnie zwymiarowanego przedsięwzięcia inwestycyjnego. Często też dokładna informacja o charakterystykach awifauny nie jest po prostu możliwa do uzyskania w szerszej skali geograficznej. Stąd też dla potrzeb dokumentów o charakterze prognoz dla strategicznych OOŚ sugerujemy waloryzację awifauny opierającą się – w przypadku ptaków lęgowych – na stosunkowo niedużym zestawie gatunków o charakterze wskaźnikowych, podczas gdy dla raportów OOŚ zalecamy bardziej dokładne badania awifauny, obejmujące m.in. dokładne oszacowania liczebności szerszego zestawu gatunków określanych jako kluczowe. Poniżej przedstawiamy zakres informacji o awifaunie potrzebny dla różnych rodzajów OOŚ.

4.2.1. Prognozy OOŚ dla planów i programów o zasięgu krajowym i wojewódzkim

Informacja o awifaunie potrzebna dla prognozy OOŚ dla dokumentów strategicznych o zasięgu ogólnokrajowym, regionalnym lub wojewódzkim obejmuje:

- Dane o występowaniu lęgowym i wielkoskalowych zagęszczeniach (ziarno dostosowane do skali rozważań; preferowane ziarno rzędu 100 km²) wskaźnikowych gatunków ptaków (w znaczeniu opisanym w rozdz. 4.1; Załącznik 2), ze szczególnym uwzględnieniem gatunków rzadkich i kolizyjnych (patrz tab. 3.1).
- Dane o miejscach koncentracji dużych stad ptaków przelotnych i zimujących.
- Dane o występowaniu, lokalizacji i powierzchni ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym oraz osop.

4.2.2. Prognozy OOŚ dla planów i programów o zasięgu gminnym

Dla potrzeb prognoz OOŚ towarzyszącym dokumentom strategicznym o zasięgu gminy (studium uwarunkowań rozwoju przestrzennego gminy, miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego), postulowany zakres potrzebnej informacji ornitologicznej obejmuje:

- Dane o występowaniu (ziarno nie przekraczające 25 km²; preferowane mniejsze ziarno, dostosowane do specyfiki sytuacji) lęgowych i przelotnych gatunków ptaków (ze szczególnym uwzględnieniem gatunków kluczowych i kolizyjnych), uzyskane dla obszarów proponowanych do realizacji projektów wiatrowych oraz dla pozostałych terenów gminy.
- Dane o lokalizacji, przebiegu granic i powierzchni osop na obszarze opracowania i buforze 10 km, wraz z informacją o gatunkach ptaków oraz ich siedliskach stanowiących przedmiot ochrony obszarowej na tych terenach.
- Dane o lokalizacji, przebiegu granic i powierzchni rezerwatów przyrody (ornitologicznych), oraz wyznaczonych dla ptaków stref ochrony ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania.
- Dane o lokalizacji wydzieleń stanowiących miejsca szczególnie atrakcyjne dla ptaków, w szczególności zbiorników wodnych, mokradeł, podmokłych łąk (szczególnie zalewowych), wysypisk śmieci, wielkoobszarowych pól, terenów ekstensywnie użytkowanych rolniczo.

- Dane o lokalizacji miejsc koncentrujących (ogniskujących) przeloty lokalne ptaków – przesmyki pomiędzy kompleksami leśnymi, zbiornikami wodnymi, doliny rzeczne, przełęcz, mierzeje, półwyspy, strefa wybrzeża morskiego itd.

4.2.3. Raporty OOS dla przedsięwzięć wiatrowych

Zakres informacji o charakterystykach awifauny wymagany dla potrzeb raportów OOS dla indywidualnych przedsięwzięć jest daleko bardziej rozbudowany niż w przypadku prognoz. Ocena oddziaływania przedsięwzięcia wymaga też znajomości kluczowych parametrów projektu farmy. W sumie, potrzebny na tym etapie zestaw informacji obejmuje dane przedstawione poniżej.

- Informacje o podstawowych parametrach przedsięwzięcia (patrz rozdział 7.1):
 - liczba siłowni, ich moc znamionowa i wymiary,
 - wielkość terenu zajętego pod farmę,
 - długość infrastruktury liniowej związanej z budową farmy (drogi, linie przesyłowe).
- Charakterystyka awifauny i walory ornitologiczne terenu:
 - Podstawowe parametry:
 - bogactwo gatunkowe awifauny, ze szczególnym uwzględnieniem bogactwa gatunkowego awifauny lęgowej,
 - występowanie gatunków o niekorzystnym statusie ochronnym w skali kraju i Europy,
 - występowanie gatunków podatnych na kolizje z siłowniami (patrz tab. 3.1),
 - intensywność wykorzystania przestrzeni powietrznej,
 - unikatowość zgrupowania lub wybranych gatunków (patrz rozdz. 4.1).
 - Zmienność wybranych parametrów awifauny w przestrzeni i czasie, w szczególności:
 - indeksów zagęszczeń całości zgrupowania i jego wybranych grup (patrz rozdział 7.1),
 - indeksów intensywności wykorzystania przestrzeni powietrznej całości zgrupowania i jego wybranych grup.
- Zagrożenia dla walorów ornitologicznych terenu:
 - ocena zakresu i natężenia niekorzystnych efektów wynikających z budowy farmy (w tym zasięgu przestrzennego możliwych oddziaływań, wynikająca z występowania ptaków o określonym zasięgu przestrzennym aktywności);
 - ocena zakresu i natężenia efektów skumulowanych, wynikających z obecności/planów realizacji innych przedsięwzięć (szczególnie innych farm wiatrowych).
- Zagrożenia dla obszarów chronionych, w szczególności obszarów Natura 2000:
 - występowanie obszarów chronionych w otoczeniu, w szczególności w promieniu wyznaczonym promieniem aktywności gatunków stanowiących przedmiot ochrony obszarowej;
 - cele ochrony obszarowej na tych terenach – czy są wśród nich gatunki ptaków i siedliska dla nich ważne?
 - możliwości wystąpienia zagrożenia dla celów ochrony obszarowej (w tym integralności obszaru Natura 2000).

4.3. Źródła potrzebnej informacji

Podstawowe źródła informacji na temat awifauny można zasadniczo podzielić na:

- dane dostępne w ramach kwerend istniejących (publikowanych lub dostępnych w inny sposób) publikacji, opracowań i zasobów bazodanowych;
- dane możliwe do pozyskania w ramach wizji terenowej obszaru objętego opracowaniem;
- dane możliwe do pozyskania w ramach dedykowanych badań terenowych.

Poniżej wskazujemy przykładowe, podstawowe źródła informacji dla wymienionych typów danych. Zakres i metodykę specjalnych badań terenowych, w szczególności niezbędnych dla pozyskania informacji wymienionych w ostatnim punkcie omówiono szczegółowo w rozdz. 6 niniejszych wytycznych.

4.3.1. Prognozy o zasięgu krajowym i regionalnym

Dane	Źródła [przykładowe gatunki]
Występowanie wskaźnikowych gatunków ptaków lęgowych	Cały kraj: Sikora et al. (2007), Tomiałojć & Stawarczyk (2003) Regionalne monografie awifaunistyczne (Walasz & Mielczarek 1992, Dyrz et al. 1991, Bednorz et al. 2000, Wójciak et al. 2005, Chmielewski et al. 2005) [wszystkie gatunki lęgowe]
Zagęszczenia wskaźnikowych gatunków ptaków lęgowych	Tomiałojć & Stawarczyk (2003) [wszystkie gatunki lęgowe] Bazy danych Komitetu Ochrony Orłów [wybrane gatunki szponiastych] Guziak & Jakubiec (2006) [bocian biały] Bazy danych Państwowego Monitoringu Środowiska/Monitoring Ptaków (GIOŚ)[ptaki szponiaste, bocian czarny, bocian biały, żuraw, bąk] Bazy danych regionalnych towarzystw ornitologicznych [wszystkie gatunki lęgowe]
Miejsca koncentracji dużych stad ptaków przelotnych i zimujących	Bazy danych regionalnych towarzystw ornitologicznych [wszystkie gatunki] Sikora (2009) [żuraw] Meissner et al. (2006) [siewka złota] Ławicki et al. (2010), Wylegała & Krąkowski (2010), Wuczyński & Smyk (2010) [gęsi]
Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym	Wilk et al. (2010)
osop	Bazy danych GDOŚ

4.3.2. Prognozy dla planów i programów o zasięgu gminnym

Dane	Źródła
------	--------

Występowanie gatunków ptaków lęgowych i przelotnych	kluczowych	Badania terenowe (patrz rozdz. 6)
Zagęszczenia gatunków ptaków lęgowych i przelotnych	kluczowych	Badania terenowe (patrz rozdz. 6)
Lokalizacja, powierzchnia osop	granice,	Bazy danych GDOŚ
Wydzielenia atrakcyjne dla ptaków	szczególnie	Wizja terenowa, analiza map, publikacje i opracowania (jeśli istnieją)
Miejsca ogniskujące przeloty ptaków		Analiza map, publikacje i opracowania (jeśli istnieją)

4.3.3. Raporty OOŚ dla przedsięwzięć wiatrowych

Dane	Źródła
Parametry przedsięwzięcia	Inwestor
Charakterystyka awifauny	Badania terenowe (badania przedrealizacyjne; patrz rozdz. 6)
Zagrożenia dla walorów ornitologicznych	Publikowane wyniki badań naukowych (patrz też rozdz. 3)
Zagrożenia dla osop	Bazy danych GDOŚ, Wilk et al. (2010), Chmielewski & Stelmach (2009)

4.4. Rola strategicznych ocen oddziaływania na środowisko i kwalifikacji wstępnych

Wyżej przedstawione zestawienie zakresu informacji potrzebnej do sformułowania prawidłowych ocen oddziaływania na awifaunę jasno pokazuje, że właściwie przeprowadzony proces planistyczny może stanowić dużą pomoc w wyborze optymalnej lokalizacji farm wiatrowych. Planowanie, w którym strategiczne OOŚ – najpierw na poziomie regionu, a potem na poziomie gminy – poprzedzają wystąpienie z wnioskiem o wydanie decyzji środowiskowej na realizację farmy w konkretnej lokalizacji, pozwala zawczasu zmniejszyć ryzyko wyboru złej lokalizacji, w której farma może stanowić duże zagrożenie dla awifauny (przy małych szansach na uzyskanie pozytywnej decyzji środowiskowej). Co ważne, strategiczne OOŚ są w dużej mierze możliwe do przeprowadzenia w oparciu o istniejące, powszechnie dostępne zasoby wiedzy o stanie (rozmieszczeniu, liczebności) awifauny. Dopiero w prognozach OOŚ dla dokumentów planistycznych na poziomie gminy konieczne jest wykonanie badań terenowych, ale w zakresie daleko mniej intensywnym niż całoroczne, "pełnowymiarowe" badania przedrealizacyjne przewidywane dla potrzeb raportu OOŚ dla

konkretnego przedsięwzięcia. Przestrzeganie tej naturalnej i oczywistej hierarchii planowania jako relatywnie taniego narzędzia wyboru optymalnych lokalizacji dla przedsięwzięć wiatrowych, zasługuje na podkreślenie, gdyż powszechna praktyka ostatnich lat jest dokładnie odwrotna. Wybór lokalizacji farmy często zachodzi bez uwzględnienia wiedzy o rozmieszczeniu zasobów cennej awifauny, przy powszechnym braku dokumentów strategicznych. Prowadzi to nierzadko do kosztownych kolizji pomiędzy przedwczesnym wyborem konkretnej lokalizacji a potrzebami ochrony lokalnej awifauny, stanowiącymi istotny czynnik ograniczający możliwości rozwoju projektów wiatrowych. Zmiana tego stanu rzeczy i powszechne wykorzystanie narzędzi strategicznych OOS leży w interesie wszystkich stron postępowania.

Warto w tym kontekście zauważyć, że nawet w przypadku braku mpzp czy suikzpg, inwestorzy i deweloperzy, mają do dyspozycji zbliżone narzędzie minimalizacji wyboru niewłaściwej lokalizacji. Kwalifikacja wstępna (*screening*), w znaczeniu opisanym w rozdziale 6.2, stanowi cenny i tani instrument zastępczego rozpoznania walorów awifauny obszarów branych pod rozagę przy wyborze konkretnej lokalizacji farmy.

5. Ocena rozmiarów i znaczenia prognozowanego oddziaływania

5.1. Uwagi wstępne

5.1.1. Specyfika prognozowania – precyzja i wymiar ekspercki

Ocena możliwych rozmiarów oddziaływania projektowanej farmy wiatrowej na ptaki oraz ocena znaczenia tak zidentyfikowanych oddziaływań dla populacji ptaków jest kluczowym elementem całego procesu oceny oddziaływania projektowanego przedsięwzięcia na awifaunę. Jako taka, integruje ona trzy główne rodzaje informacji:

- ocenę walorów (wartościowość, cenność) lokalnej awifauny,
- możliwe zagrożenia dla tych walorów wynikające z realizacji inwestycji,
- wrażliwość lokalnej awifauny na zidentyfikowane wyżej zagrożenia.

W konsekwencji, jakość końcowej oceny skutków realizacji przedsięwzięcia dla awifauny jest pochodną jakości informacji pozyskanej na wcześniejszych etapach prac. Trudno o rzetelną i wiarygodną ocenę rozmiarów oddziaływań bez dobrych danych o występowaniu ptaków na terenie planowanej farmy. Jednak same dobre dane o awifaunie danego terenu nie stanowią gwarancji uzyskania dobrego (trafnego) prognozowania oddziaływania, gdyż ocena skutków realizacji inwestycji wymaga odpowiednich kwalifikacji wykonawcy tej części opracowania. Co ważne, kwalifikacje osoby zaangażowanej w tę część analityczną i oceną dokumentu są odmienne od kwalifikacji wykonawców prac terenowych związanych z pozyskaniem danych o charakterystykach występowania ptaków na obszarze planowanej inwestycji (patrz rozdz. 6.3). Autorzy tego typu prognozowań mogą być jednocześnie wysoko wykwalifikowanymi obserwatorami terenowymi, ale podstawowe znaczenie ma ich rozległa wiedza o biologii ptaków, o charakterystykach występowania awifauny na terenie kraju i znajomość zagadnień związanych z oddziaływaniami wiatraków na ptaki. Bardzo duże znaczenie ma też umiejętność analizy dużych zbiorów danych z wykorzystaniem współczesnych narzędzi statystycznych, niezbędna do syntezy dużych zasobów informacji uzyskanej w toku prac terenowych (liczeń ptaków). Tego typu kwalifikacje konieczne są również do formułowania ilościowych

oszacowań możliwego wpływu farmy na awifaunę. W konsekwencji, wykonawca prac związanych z oceną oddziaływania często może być inną osobą niż obserwator liczący ptaki w terenie.

Formułowanie wszelkich przewidywań jest obciążone niepełną wiedzą o funkcjonowaniu systemów będących przedmiotem oceny. Prognozowania dotyczące stanu systemów biologicznych, takich jak populacje ptaków w ich naturalnym środowisku, są z natury rzeczy daleko mniej dokładne niż przewidywania dotyczące zjawisk i procesów fizycznych (np. propagacji hałasu). Zmiany parametrów stanu w systemach biologicznych (np. liczebności populacji w kolejnych latach) są w sporej części kształtowane czynnikami stochastycznymi, nie poddającymi się łatwemu modelowaniu i prognozowaniu. Nawet podstawowe parametry, takie jak oszacowania wielkości lokalnych populacji ptaków są często obarczone sporą niepewnością. W tym kontekście, oceny oddziaływań farm wiatrowych na populacje ptaków stanowią szczególnie duże wyzwanie. Wiedza o oddziaływaniach wiatraków na awifaunę jest bowiem stosunkowo młoda i wciąż bardzo niekompletna. Wyniki stosownych badań są relatywnie rzadko publikowane w literaturze fachowej, a możliwości generalizacji informacji uzyskanych w odmiennych lokalizacjach są często ograniczone.

W tym kontekście, szczególnie ważne jest, by formułowane przewidywania były możliwie transparentne, jasno wskazując dane wyjściowe, jawnie deklarując wykorzystane zależności i przyjęte założenia. Tylko w takiej sytuacji możliwa jest bowiem obiektywna ocena i weryfikacja wiarygodności i precyzji przedstawianych prognozowań. Alternatywą dla takiego scenariusza są przewidywania bazujące przede wszystkim na tzw. ocenach eksperckich, które nie poddają się weryfikacji, i w końcowym efekcie mają walor bardziej wyznania wiary niż sprawdzalnej wiedzy. Z drugiej strony, biorąc pod uwagę opisane wyżej ograniczenia w dostępnej wiedzy o funkcjonowaniu układu turbiny wiatrowe/awifauna, należy sobie zdawać sprawę, że możliwości generowania precyzyjnych przewidywań zmian populacji ptaków następujących wskutek wybudowania farmy wiatrowej są ograniczone. W tej sytuacji należy się pogodzić z tym, że formułowane oszacowania często będą miały postać raczej przedziałów liczbowych niż precyzyjnych ocen punktowych, względnie alternatywnych scenariuszy odzwierciedlających zróżnicowane założenia. Ilościowe prognozowanie będzie też częściej dotyczyć raczej efektów bezpośrednich – np. liczby ofiar czy zmiany powierzchni dogodnych siedlisk – niż długoterminowych skutków, wyrażonych jako zmiana liczebności populacji w 10 lub 15 lat po oddaniu farmy do eksploatacji. Biorąc pod uwagę ograniczoną precyzję oszacowań, należy pamiętać o szybkiej propagacji błędów w modelach operujących iloczynami parametrów (jak na przykład analiza żywotności populacji; patrz rozdział 5.5). Oznacza to szybką kumulację błędów przy prognozowaniu stanu badanego układu w bardziej odległej przyszłości. Długoterminowe oceny skutków realizacji przedsięwzięcia – na obecnym etapie rozwoju wiedzy – muszą więc, po części, zachować charakter ekspercki. Taka sytuacja tym bardziej jednak wymaga, by wszelkie oceny – nawet jeśli nie są ocenami ilościowymi – były jasno uzasadnione, ze wskazaniem przyjętych założeń, metod wnioskowania i wykorzystanych źródeł wiedzy naukowej.

5.1.2. Prawidłowa ocena skutków biologicznych – małe liczby nie muszą oznaczać małych skutków

Nawet precyzyjne, ilościowe prognozowanie rozmiarów oddziaływania na populacje ptaków może dawać wyniki, które mogą stanowić przedmiot nieporozumień lub fałszywych interpretacji. Jednym z bardziej ważkich nieporozumień dotyczących ocen oddziaływania farm wiatrowych na ptaki jest wnioskowanie, w którym niewielkie wartości arytmetyczne określonego parametru biologicznego

służą do wnioskowania o małym znaczeniu tak określonego efektu realizacji przedsięwzięcia. Należy podkreślić, że nawet pozornie bardzo niewielkie arytmetycznie jednostkowe ryzyko wystąpienia oddziaływania – np. prawdopodobieństwo kolizji ptaka z turbiną w trakcie pojedynczego przelotu – mogą się przekładać na dość duże i znaczące oddziaływania skumulowane na poziomie populacji. Podstawową przyczyną tego stanu rzeczy jest nieliniowość wielu relacji w systemach biologicznych, w tym w demografii populacji.

Klasycznym przykładem takich pozornie nieznaczących różnic są zmiany wielu parametrów wyrażanych jako prawdopodobieństwa, np. przeżywalności rocznej, ryzyka kolizji czy prawdopodobieństwa sukcesu lęgowego. Wszystkie one wyrażane są albo w postaci liczb z przedziału od zera do jedności lub procentów, co oznacza, że nawet spore relatywne zmiany tych parametrów postrzegane są jako małe liczby, co – u odbiorcy nie będącego biologiem – łatwo wyrabia wrażenie generalnej nieistotności prognozowanych zmian lub zagrożeń. Tymczasem, zmiany kluczowych parametrów demograficznych liczone w pojedynczych punktach procentowych lub przysłówiowych "drugich miejscach po przecinku" (gdy są prezentowane jako prawdopodobieństwa) mogą się przekładać na duże efekty biologiczne, gdy przekroczone zostaną określone progi liczbowe. Demografia populacji biologicznych, jest napędzana zależnościami o nieliniowym przebiegu, w których intuicyjne interpretacje zmian parametrów wejściowych mogą być często bardzo mylące (Ramka 5.1).

Ramka 5.1. Małe ryzyko i duże oddziaływania – kolizje rybitw z turbinami wiatrowymi

Rozważania dotyczą zagrożenia dla kolonii lęgowej rybitw rzecznych stwarzanego przez farmę wiatrową na falochronie portu w Zeebrugge (Belgia), opisanego przez Everaerta i Stienena (2006). Ryzyko jednostkowej kolizji z wirnikiem turbiny, na jaką narażony był ptak przelatujący przez farmę na pułapie siłowni (od ziemi do czubka rotora), oszacowano dla rybitw rzecznych – na podstawie bezpośrednich obserwacji – w zakresie od 0.007 do 0.030%. Tak niskie ryzyko kolizji w trakcie pojedynczego przelotu przez farmę może być – na pierwszy rzut oka – interpretowane jako nie stwarzające żadnego potencjału znaczących oddziaływań dla lokalnej populacji rybitw. W istocie rzeczy, nawet tak niskie prawdopodobieństwa jednostkowe szybko kumulują się do sporych rozmiarów, biorąc pod uwagę realia biologiczne. Lęgowe rybitwy regularnie przelatywały przez rząd siłowni zlokalizowany na trasie ich regularnych przelotów pomiędzy gniazdem i żerowiskiem. W fazie inkubacji ptaki przynoszą pokarm wysiadującemu partnerowi, a w fazie pisklęcej, dość intensywnie karmią dorastające młode.

Przyjmując podane niżej, zgrubne założenia, bazujące na znajomości biologii gatunku, można wyliczyć ekspozycję pojedynczej rybitwy na ryzyko kolizji:

- w trakcie 24-dniowej inkubacji jaj, ptak średnio wykonuje 1 przelot na żerowisko na godzinę,
- w trakcie 25-dniowego okresu karmienia piskląt, ptak średnio wykonuje 2 przeloty na żerowisko na godzinę,
- około 33% przelotów odbywa się przez obszar farmy (pozostałe w innych kierunkach), z uwagi na to, że rząd wiatraków koliduje z ok. 1/3 możliwych kierunków przelotów do i z kolonii rybitw,
- ptaki są aktywne 10 godzin dziennie,

- jeden przelot na żerowisko przez obszar farmy oznacza dwukrotną ekspozycję ptaka na ryzyko zderzenia (przelot "tam" i "z powrotem").

Przy takich, orientacyjnych założeniach, ekspozycja przeciętnej rybitwy na podane na wstępie ryzyko jednostkowe wynosiła ok. 488 razy na sezon lęgowy. Podstawiając tę ekspozycję (M) do wzoru na skumulowane ryzyko kolizji (K), przy ryzyku jednostkowym (p) przyjętym jako dolny przedział podanej wyżej oceny ($p = 0,00007$):

$$K = 1 - (1 - p)^M$$

otrzymujemy wartość:

$$K = 1 - (1 - 0,00007)^{488} = 0,0336, \text{ czyli } 3,4\%.$$

Jest to wynik bardzo dobrze wpisujący się w empirycznie stwierdzaną śmiertelność na poziomie 3,0–4,4% lęgowych ptaków dorosłych w trakcie sezonu lęgowego (przy kolonii liczącej ok. 3000 dorosłych osobników). Biorąc pod uwagę niepewność związaną z przyjętymi parametrami (np. udział lotów przez obszar farmy mógł być wyższy z uwagi na preferencję tego kierunku jako wyznaczającego trasę na lepsze żerowisko, lub niższy – z uwagi na częściowe unikanie przez ptaki przelotu na pułapie turbin; intensywność karmienia jest zmienna w zależności od wieku piskląt; ekspozycja obejmuje także krótkie okresy przed i po lęgach) – zgodność tak uzyskanych ocen jest jeszcze lepsza.

Co najważniejsze, dodatkowa śmiertelność 3–4% ptaków, ponad naturalnie istniejącą śmiertelność roczną kształtującą się u tego gatunku na poziomie 7–12% – przekłada się na bardzo duże zagrożenie dla lokalnej populacji. Oznacza ona bowiem zwiększenie naturalnej śmiertelności o 30–50% pierwotnej wartości. U gatunków długowiecznych, o niskiej śmiertelności naturalnej i niskiej rozrodczości (jak rybitwa rzeczna), tak znaczne zwiększenie poziomu śmiertelności stanowi czynnik bardzo dużego ryzyka wyginięcia lokalnej populacji. W praktyce, taka lokalna populacja wprawdzie często rekrutuje w kolejnych latach nowe osobniki, zastępujące ginące ptaki, ale fakt ten nie rozwiązuje problemu. Takie "zasysanie" osobników do miejsca nasilonej śmiertelności sprawia jedynie, że przedsięwzięcie oddziałuje – z mniejszym natężeniem – na bardziej rozległą populację regionalną. Rozmiary takich oddziaływań mogą zostać ocenione z użyciem analizy żywotności dla całej populacji regionalnej (metapopulacji).

Innym przykładem parametrów stwarzających równie mylne wrażenie na nieprzygotowanym odbiorcy jest wyrażanie prognozowanego ryzyka kolizji ptaków w postaci czasu potrzebnego do wystąpienia zdarzenia, przy jednoczesnym określaniu go dla pojedynczych gatunków i dla pojedynczej siłowni. Prognozowanie tak wyrażonego ryzyka zderzenia w postaci typu "raz na 4 lata" sugeruje małe znaczenie biologiczne tego zagrożenia. Jednak kolizyjność rzędu 0,25 osobnika/turbiny/rok, przy farmie liczącej 20 siłowni przekłada się już na 5 osobników danego gatunku corocznie ginących w przedmiotowej lokalizacji, co przy dużych, długowiecznych gatunkach ptaków jest liczbą, której nie można zignorować.

5.2. Zasada przeczności

Niepewność wnioskowania odnośnie możliwych skutków realizacji przedsięwzięć dla środowiska przyrodniczego jest wpisana w naturę wszelkich prognozowań. Jako taka, stanowi ona przejaw szerszego problemu związanego z wnioskowaniem o stanie systemu, w oparciu o niedoskonałe narzędzia badawcze. Błędne prognozowanie oddziaływania na środowisko dotyczy w istocie dwóch odmiennych przypadków: (a) wystąpienie znaczącego oddziaływania w rzeczywistości, przy przewidywanym braku takiego oddziaływania (tzw. błąd drugiego rodzaju we wnioskowaniu statystycznym), (b) brak znaczącego oddziaływania w rzeczywistości, poprzedzony prognozowaniem wystąpienia takiego oddziaływania (tzw. błąd pierwszego rodzaju). Tradycyjnie, prognozowanie koncentrowało się na minimalizacji prawdopodobieństwa wystąpienia tej drugiej sytuacji (czyli minimalizacji ryzyka popełnienia błędu pierwszego rodzaju). Jednak rosnąca świadomość faktu, że znaczące straty w zasobach biologicznych bywają często nieodwracalne (a tym samym bardzo kosztowne), spowodowała, że agendy zajmujące się ochroną środowiska zaczęły podkreślać konieczność minimalizacji błędów drugiego rodzaju w prognozowaniu. W rezultacie, w odniesieniu do gospodarowania zasobami przyrodniczymi, powszechnie przyjmuje się obecnie tzw. zasadę przeczności (*precautionary principle*), zwaną też czasem zasadą ostrożności. Głosi ona, w pewnym uproszczeniu, że brak silnych ("pewnych" w sensie statystycznym) dowodów na możliwość wystąpienia negatywnych skutków określonego przedsięwzięcia nie powinien być powodem, by powstrzymać się od uzasadnionych działań zapobiegających wystąpieniu strat w środowisku (Burgman 2005). W ten sposób, zasada przeczności przy rozważaniach na temat możliwego szkodliwego oddziaływania inwestycji na środowisko, przenosi ciężar dowodu z administracji ochrony środowiska na inwestora, który powinien wykazać, że ewentualne znaczące oddziaływanie nie wystąpi, lub efekty środowiskowe oddziaływania są pomijalne (Akçakaya et al. 1999).

Zasada przeczności jest *explicite* wpisana w art. 191 ust. 2 Traktatu o funkcjonowaniu Unii Europejskiej, a jej interpretację w kontekście ochrony zasobów przyrodniczych wyznaczają orzeczenia Trybunału Sprawiedliwości Wspólnot Europejskich (ramka 5.2).

Ramka 5.2. Zastosowanie zasady przeczności

Wyroki Trybunału Sprawiedliwości Wspólnot Europejskich (TSWE) stanowią ostateczną wykładnię zapisów dyrektyw Unii Europejskiej. W tym kontekście, na szczególną uwagę zasługuje wyrok TSWE w sprawie C-239/04 (Komisja Europejska *versus* Portugalia) wyznaczający interpretację zapisów art. 6 Dyrektywy Siedliskowej. Wyrok dotyczył prognozowanego oddziaływania projektowanej autostrady na obszar Natura 2000.

20. (...) Sąd uważa, że plan lub przedsięwzięcie takie, jak tu omawiane może mieć wydane pozwolenie na realizację jedynie pod warunkiem, że kompetentne organy krajowe są pewne, że nie będzie ono miało niekorzystnych skutków dla integralności rozważanego obszaru. A zatem, w sytuacji gdy nie pozostają uzasadnione naukowo wątpliwości względem braku takich skutków (...).

24. Fakt, że po jego ukończeniu, przedsięwzięcie może nie powodować takich skutków jest bez znaczenia dla tej oceny. To w momencie podejmowania decyzji o pozwoleniu na realizację przedsięwzięcia nie mogą istnieć uzasadnione naukowo wątpliwości odnośnie braku niekorzystnych skutków dla integralności obszaru będącego przedmiotem rozważań (...).

Powyższe orzeczenie dokumentuje podejście Wspólnoty Europejskiej do kwestii prognozowanego niekorzystnego oddziaływania inwestycji na środowisko przyrodnicze, a w szczególności na obszary Natura 2000. Inaczej niż w przypadku wielu ocen dotyczących życia codziennego, nie jest tu ważne udowodnienie możliwości niekorzystnego oddziaływania. Zasadnicze znaczenie ma kwestia *wykluczenia* możliwości negatywnego oddziaływania, wywodząca się z zasady przezorności. Podkreślenia wymaga również, że organ wydający decyzję musi ją orzekać wyłącznie w oparciu o wiedzę dostępną w chwili wydawania tejże decyzji i nie może tym samym udzielać zgody na realizację przedsięwzięcia uwarunkowaną wynikami późniejszych badań.

5.3. Właściwy stan ochrony gatunku jako kryterium znaczenia oddziaływania

Jednym z podstawowych problemów związanych z ocenami skutków realizacji przedsięwzięć na populacje biologiczne jest ocena znaczenia (lub istotności) prognozowanych zmian. Niewątpliwie, ocena taka musi być dostosowana do indywidualnego przypadku, biorąc pod uwagę np. wpływ na kluczowe gatunki wyznaczające walory danego obszaru, czy status ochronny obszaru planowanej farmy i terenów przyległych. Jasne jest również, że ocena znaczenia efektów nie może być w żaden sposób utożsamiana lub uzależniana od istotności prognozowanych efektów rozumianej w znaczeniu używanym w statystyce (ryzyko popełnienia tzw. błędu pierwszego rodzaju). Istotność biologiczna oraz istotność statystyczna to dwie różne rzeczy, przy czym istnieje szereg powodów, by nawet w statystyce nie opierać wnioskowania na konwencjonalnie rozumianej istotności statystycznej.

W przypadku możliwego wpływu na populacje ptaków zasiedlające osop, podstawowym kryterium oceny znaczenia oddziaływania jest utrzymanie lub odtworzenie tzw. właściwego stanu ochrony gatunku (zwanego też korzystnym stanem ochrony gatunku; patrz ramka 5.3). Oddziaływania należy określać jako znaczące, gdy dostępne informacje wskazują na zagrożenie dla utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu ochrony populacji gatunku, dla ochrony którego powołano dany obszar Natura 2000.

Ramka 5.3. Właściwy stan ochrony gatunku

Właściwy stan ochrony gatunku (*favourable conservation status*) określa się jako sytuację, w której jednocześnie spełnione są 3 warunki:

- jego liczebność nie zmniejsza się w sposób ciągły,
- istnieje wystarczająco duża powierzchnia siedlisk niezbędnych dla podtrzymania jego stabilnej liczebności,
- zrealizowany zasięg jego występowania (lęgowego lub pozalęgowego) nie zmniejsza się w sposób ciągły.

Tak zdefiniowany właściwy stan ochrony jest wskazywany jako stan docelowy populacji gatunku w Dyrektywie Siedliskowej (art. 1 (i)), w Dyrektywie Szkodowej (art. 2 ust. 1 lit. a, w powiązaniu z art. 2 ust. 4 lit b), oraz w ustawie o ochronie przyrody (art. 5 pkt 24) i ustawie o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (art. 6 pkt 11 lit. a).

Dla innych obszarów chronionych (parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu), jako oddziaływania znaczące powinny być klasyfikowane te efekty dla lokalnych populacji ptaków i ich siedlisk, które stanowią zagrożenie dla utrzymania lub osiągnięcia celów ochrony obszarowej danego obiektu.

We wszystkich przypadkach, także dla terenów nie objętych obszarowymi formami ochrony, jako znaczące należy uznać oddziaływania, których prognozowane efekty stanowią zagrożenie dla biologicznej żywotności lokalnych populacji. Zagrożenie to w odniesieniu do lokalnych populacji pojedynczych gatunków (zarówno lęgowych jak i przelotnych czy zimujących) można zidentyfikować w oparciu o:

- prognozowane rozmiary dodatkowej śmiertelności (spowodowanej kolizjami z siłowniami; traktowanej jako addytywna w stosunku do innych, naturalnych i antropogenicznych źródeł śmiertelności oddziałujących na populację przed oddaniem farmy do eksploatacji),
- prognozowane upośledzenie produktywności (spowodowane zmianami w użytkowaniu przestrzeni wskutek budowy farmy),
- prognozowane rozmiary efektywnej utraty siedlisk, spowodowanej zmniejszonym użytkowaniem siedlisk na obszarach przylegających do siłowni.

Narzędzia prognozowania i identyfikacji takich zagrożeń są omówione w dalszej części rozdziału.

5.4. Prognozowanie rozmiarów kolizji ptaków z siłowniami

Istniejąca wiedza na temat czynników kształtujących natężenie kolizji ptaków z siłowniami pozwala wskazać dwa podstawowe predyktory liczby możliwych ofiar:

- intensywność wykorzystania przestrzeni powietrznej przez ptaki ,
- występowanie i liczebność gatunków podatnych na zderzenia.

Ponadto, mniej dokładne prognozowania mogą bazować na stwierdzanym rozkładzie natężenia kolizji ptaków z turbinami, bez wykorzystania informacji o lokalnym natężeniu ruchu ptaków w powietrzu. W powiązaniu z innymi narzędziami daje to kilka podstawowych opcji prognozowania rozmiarów kolizji, omówionych po kolei niżej.

5.4.1. Opcja 1 – Szacowanie śmiertelności bez użycia informacji o intensywności przelotu

Rozkład natężenia kolizji ptaków z siłowniami bazujący na empirycznych danych z ponad 100 farm w Europie i Ameryce Północnej (ryc. 3.2) pozwala na wygenerowanie wartości oczekiwanej liczby ofiar (wszystkie gatunki łącznie) dla planowanej farmy jako iloczynu średniej kolizyjności pojedynczego wiatraka w próbie referencyjnej i liczby wiatraków w granicach planowanej farmy. Jako miary niepewności oszacowania można użyć wartości 5. i 95. percentyla rozkładu referencyjnego, definiujące odpowiednio bardzo optymistyczny i bardzo pesymistyczny wariant (scenariusz) realizacji zmiennej losowej w konkretnym przypadku. Jako rozkład referencyjny może służyć rozkład wartości rocznego natężenia kolizji stwierdzany na farmach europejskich (tab. 5.1). Alternatywnie, można w tym celu wykorzystać rozkład tego parametru dla farm europejskich i północnoamerykańskich analizowanych łącznie, co lepiej może oddawać niepewność odnośnie rzeczywistej postaci tego rozkładu przy stosunkowo małej próbie i sporej niepewności indywidualnych oszacowań.

Analogiczne oszacowanie można uzyskać dla śmiertelności standaryzowanej z użyciem mocy znamionowej (liczba ofiar/MW/rok) zamiast w przeliczeniu na turbinę. Potrzebne parametry rozkładów referencyjnych wyrażonych w obu jednostkach podane są niżej w tabeli 5.1.

Tabela 5.1. Parametry rozkładu referencyjnego kolizyjności (liczba ofiar/turbinę/rok) ustalonego dla 109 farm wiatrowych w Ameryce Północnej i Europie. Podane wartości parametrów odnoszą się do wszystkich analizowanych farm (kolumna "Łącznie"), oraz do poszczególnych kontynentów. Wśród parametrów podano m.in. 95% przedziały ufności oszacowania średniej (dolny – D95%PU i górny – G95%PU) oraz poszczególne kwantyle (percentyle) rozkładu (q5% - wartość, której nie przekracza 5% obserwacji, q10% - wartość, której nie przekracza 10% obserwacji itd.). Źródła danych wykorzystanych do oceny rozkładu zestawiono w Załączniku 1.

Parametr rozkładu	Łącznie	Ameryka Płn	Europa
Wielkość próby	109	58	51
Średnia arytmetyczna	6,75	3,82	10,10
D95%PU	4,65	1,80	6,36
G95%PU	8,86	5,83	13,83
Mediana (q50%)	2,31	1,90	3,56
q5%	0,00	0,00	0,02
q10%	0,03	0,00	0,03
q25%	0,90	0,62	1,00
q75%	7,60	3,86	16,50
q90%	21,30	9,81	27,00
q95%	27,92	14,22	40,32

W podany sposób można oszacować nie tylko liczbę ofiar dla wszystkich gatunków ptaków traktowanych łącznie, ale i np. dla ptaków szponiastych, jako podzbioru o szczególnym znaczeniu dla oceny wielkości oddziaływania. Zależność ustalona empirycznie dla analizowanych farm w Ameryce Północnej i Europie kształtuje się na poziomie 0,1 osobnika ginącego rocznie w przeliczeniu na 1 MW zainstalowanej mocy siłowni.

Wadą tego typu rozwiązania jest ignorowanie informacji charakteryzującej daną lokalizację, czyli intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej. Nie jest również możliwe uszczegółowienie tego prognozowania poprzez podanie wartości dla poszczególnych gatunków.

Ramka 5.4. Szacowanie rozmiarów śmiertelności – opcja 1

Planowana farma wiatrowa liczy 20 siłowni o mocy 1,5 MW każda. Bazując na wartościach podanych w tabeli 5.1, można szacować roczną śmiertelność wszystkich gatunków ptaków (traktowanych łącznie) jako:

$$K(n\%) = q(n\%) * \text{liczba siłowni},$$

gdzie:

$K(n\%)$ oznacza n -ty percentyl rozkładu szacowanej śmiertelności dla całej farmy,

$q(n\%)$ oznacza n -ty percentyl rozkładu empirycznie stwierdzanej śmiertelności dla pojedynczej siłowni w próbie referencyjnej (tab. 5.1).

Używając wartości referencyjnych dla farm europejskich, można w ten sposób oszacować $K(5\%)$ jako $0,02 * 20 = 0,4$ osobnika rocznie. Analogicznie, oszacowanie wartości mediany wynosi $3,56 * 20 = 71,2$ osobnika rocznie, a oszacowanie $K(95\%)$ wynosi $40,32 * 20 = 806,4$ osobnika rocznie.

W oparciu o uzyskane dane można sformułować następujące oceny:

- Z 95% prawdopodobieństwem liczba ptaków ginących rocznie w granicach farmy będzie się zawierać w przedziale 0,4 – 806,4 osobników;
- z 50% pewnością liczba ofiar nie przekroczy 71 osobników rocznie;
- z 5% pewnością liczba ofiar będzie się kształtować na poziomie nie przekraczającym 0,4 osobnika rocznie (w przybliżeniu 1 ptak na 2 lata);
- z 95% pewnością liczba ofiar nie przekroczy 806 osobników rocznie.

Dla ptaków szponiastych można oszacować poziom oczekiwanej śmiertelności rocznej z wykorzystaniem zależności wspomnianej na poprzedniej stronie:

$$K = 0,10 * \text{łączna moc zainstalowana [MW]},$$

co dla farmy $20 * 1,5$ MW daje $0,10 * 30 = 3$ ginące ptaki szponiaste rocznie.

5.4.2. Opcja 2 – Szacowanie śmiertelności z wykorzystaniem informacji o wolumenie przelotu

Wykorzystując informacje o intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej przez ptaki w lokalizacji planowanej farmy można prognozować liczbę ofiar w granicach farmy w oparciu o ustalone empirycznie relacje pomiędzy wolumenem przelotu a natężeniem zderzeń. Frakcja ptaków kolidujących, wyrażana w relacji do całkowitej liczby ptaków przelatujących na pułapie turbiny lub na pułapie samego tylko rotora była szacowana w kilku lokalizacjach i kształtowała się w zakresie 0.01% do 0.38%

Mnożąc oszacowanie całkowitej liczby ptaków przelatujących przez obszar farmy (tzw. wolumen przelotu) w ciągu roku przez podane wyżej oszacowanie frakcji ptaków kolidujących w trakcie przelotu na określonym pułapie – otrzymujemy prognozowaną liczbę ofiar w ciągu roku. Należy przy

tym pamiętać, żeby wolumen przelotu i frakcja ptaków kolidujących dotyczyły tych samych pułapów (pułap całej siłowni lub samego rotora). Źródłem danych o wolumenie przelotu są oczywiście dane z liczeń z punktów obserwacyjnych, skorygowane z uwagi na fakt, że przekrój całej farmy nie jest równoważny z powierzchnią przekroju pokrytą obserwacjami z punktów. Stosowna korekta polega na przeliczeniu wartości oszacowanych dla przekroju farmy objętego obserwacjami na wartości dla przekroju zajętego przez słupy o wysokości i szerokości odpowiadające sumie poszczególnych siłowni.

5.4.3. Opcja 3 – Szacowanie śmiertelności w oparciu o modele mechaniczne

Najbardziej zaawansowaną techniką prognozowania są tzw. modele mechaniczne, w których liczba ptaków kolidujących z siłownią jest przewidywana w oparciu o kaskadę prawdopodobieństw warunkowych. Modele te nazywane są też modelem Banda, od nazwiska badacza, który rozwinął ich formę około 10 lat temu (SNH2000, Band 2007). Uproszczony schemat ideowy modelu mechanicznego przedstawia ryc. 5.1.

Formuła pozwalająca obliczyć prognozowaną liczbę ofiar (K) jest wyrażona wzorem:

$$K = N * r * (1 - c),$$

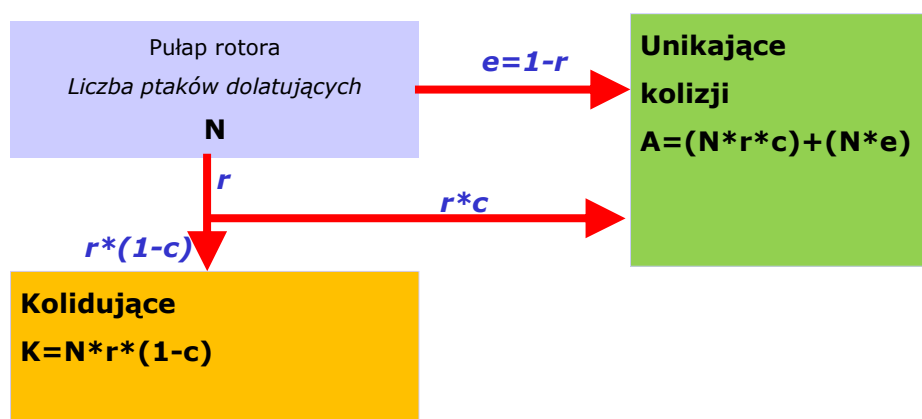
gdzie:

N – liczba ptaków zbliżających się do obszaru farmy,

r – proporcje ptaków zbliżających się do rotora,

c – prawdopodobieństwo, że ptak przeleci przez strefę wirującego rotora bez szwanku.

Prognozy śmiertelności Model Banda



Ryc. 5.1. Schemat koncepcyjny modelu mechanicznego kolizji. Objasnienia w tekście.

Prawdopodobieństwo nie trafienia przez łopatę wirującego rotora, dla ptaków, które wleciały w strefę rotora (c) jest determinowane przez mechanikę układu i wymiary ptaka, oraz wyliczane w oparciu o dostępny w sieci zaprogramowany arkusz kalkulacyjny. Kluczowe dla modelu jest prawdopodobieństwo $e = 1 - r$; odzwierciedlające proporcję ptaków, które dolatując do rotora

zmieniają kierunek lotu, by uniknąć kolizji (tzw. współczynnik unikania; *avoidance rate*). Proporcja ta jest generalnie bardzo trudna do ustalenia empirycznie. Wstępnie była ona z reguły szacowana na około 99,50% (co przekłada się na 0,5% ptaków rzeczywiście wlatujących w strefę rotora). Symulacje wykazały jednak, że cały model jest bardzo wrażliwy na zmiany wartości tego parametru, co obniża jego wiarygodność. Niewielkie zmiany e przekładają się bowiem na nieproporcjonalnie wielkie zmiany K (Chamberlain et al. 2006). Na przykład zmiana c z 99,00% na 99,98% skutkowałą 50-krotną zmianą liczby kolidujących ptaków. Co gorsza, ostatnie badania sugerują, że domyślna wartość r jest raczej bliższa 98,00% niż 99,50% (SNH 2010), co oznacza, że frakcja ptaków ekspozowanych na ryzyko kolizji z rotorem jest trzykrotnie większa niż sądzono dotąd. Dla bielika oszacowano natomiast, że r jest na poziomie 92,50% (May et al. 2010), a więc wielokrotnie większym niż zakładano dotąd. W rezultacie, pomimo swej atrakcyjności conceptualnej, model mechaniczny jest traktowany ostatnio z bardzo dużą i wciąż rosnącą rezerwą.

Więcej wiadomości na temat modeli mechanicznych można znaleźć w pracach: SNH 2000, Chamberlain et al. 2006, Desholm et al. 2006, Band et al. 2007, SNH 2010 oraz May et al. 2010.

5.4.4. Podsumowanie

Dostępne metody prognozowania liczby kolidujących ptaków są dalekie od doskonałości i każda z nich ma poważne braki. Pierwsza metoda ignoruje empirycznie stwierdzane natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej przez ptaki. Jako taka, może służyć do zarysowania możliwego zakresu oszacowań śmiertelności. Druga metoda, wykorzystuje wprowadzone informacje o intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej w danym miejscu, ale rozrzut współczynników mierzących frakcję ptaków kolidujących z siłowniami przekłada się na spory rozrzut wartości oszacowań. Metoda Banda jest silnie krytykowana z uwagi na trudności z oszacowaniem krytycznego współczynnika i ogromną wrażliwość na jego wartości. Wydaje się, że najlepsze, co można w tej sytuacji zrobić, to podawać wyniki uzyskane pierwszymi dwiema metodami (opcja 1 i opcja 2), komentując ewentualne rozbieżności. Podawanie wyników uzyskanych metodą Banda (opcja 3) można traktować jako fakultatywne uzupełnienie tych oszacowań.

5.5. Narzędzia prognozowania znaczenia dodatkowej śmiertelności

5.5.1. Analiza żywotności populacji

Analiza żywotności populacji (*population viability analysis*, PVA) jest techniką modelowania pozwalającą prognozować zmiany liczebności populacji w kolejnych latach jako funkcję wartości parametrów demograficznych tejże populacji i ich zmienności. W szczególności, PVA umożliwia ilościowe oszacowanie, dla wybranego horyzontu czasowego, ryzyka spadku liczebności analizowanej populacji poniżej określonego progu liczebności (tzw. quasi-ekstynkcja) lub ryzyka jej zupełnego wymarcia. W kontekście oddziaływania farm wiatrowych, PVA pozwala prognozować zmiany liczebności populacji w określonym horyzoncie czasowym (np. 10 lat, 20 lat) jako funkcję dodatkowej śmiertelności spowodowanej kolizjami z siłowniami, względnie jako funkcję obniżonej rozrodczości spowodowanej zmianami w użytkowaniu terenu wokół elektrowni (patrz np. Scheller 2008 dla orlika krzykliwego, Bevanger et al. 2010 dla bielika).

Analiza żywotności może mieć postać deterministyczną (gdy przyjmuje się, że parametry demograficzne mają wartości stałe), ale prawdziwy walor tej metody polega na możliwości uwzględnienia naturalnej zmienności tych parametrów, charakterystycznej dla populacji biologicznych. PVA uwzględniająca stochastyczną zmienność parametrów demograficznych jest realizowana jako symulacja Monte Carlo na zbiorze parametrów definiujących macierzowy model wzrostu populacji.

W praktyce ocen oddziaływania na środowisko farm wiatrowych, PVA możliwa jest do zastosowania w odniesieniu do pojedynczych, najbardziej cennych gatunków, dla których możliwe będzie zgrubne choćby oszacowanie wpływu przedsięwzięcia na wybrane parametry demograficzne – przede wszystkim śmiertelność, rzadziej zrealizowaną rozrodczość. Ogromnym atutem PVA w sytuacji nieprecyzyjnych prognozowań jest możliwość szybkiego generowania alternatywnych scenariuszy, bazujących na odmiennych założeniach odnośnie zmian w kluczowych parametrach demograficznych, spowodowanych działaniem farmy. Pozwalają one często zorientować się, że nawet przy sporej niepewności odnośnie dokładnych rozmiarów oddziaływania, może ono z dużym (i dającym się ocenić ilościowo) prawdopodobieństwem powodować spadek liczebności populacji poniżej krytycznego progu. Podobnie, PVA umożliwia również ustalenie, jakie są bezpieczne rozmiary oddziaływań (kwantyfikowanych jako zmiany parametrów demograficznych populacji), nie powodujące znaczącego wzrostu ryzyka spadku populacji poniżej określonego progu.

Kryteria progowe uznania populacji za zagrożoną były przedmiotem rozległych analiz wykonywanych na potrzeby IUCN. Zgodnie z tymi kryteriami, jako znaczące powinny zostać określone oddziaływania prowadzące do spadku liczebności populacji w tempie wynoszącym przynajmniej 30% w ciągu 10 lat lub 3 generacji.

Podstawowe opracowania dotyczące PVA to: Burgman et al. (1993), Akcakaya et al. (1999), Morris & Doak (2002), Beissinger & McCullough (2002), Beissinger et al. (2006).

Ramka 5.4. PVA w praktyce

Dysponując dla wybranego gatunku ptaka prognozami śmiertelności spowodowanej kolizjami z siłowniami (obok innych parametrów demograficznych lokalnej populacji), można oceniać ich znaczenie dla zachowania właściwego stanu ochrony populacji lęgowej tego gatunku na danym obszarze z użyciem PVA.

- PVA wymaga znajomości wartości podstawowych parametrów demograficznych analizowanej populacji, przede wszystkim przeżywalności rocznej i zrealizowanej produktywności, w podziale na wyróżnione klasy wiekowe (z reguły dwie klasy: ptaki pierwszoroczne i starsze), a także wieku pierwszej reprodukcji, początkowej liczebności populacji itd.
- Śmiertelność wynikająca z kolizji powinna tu być traktowana jako dodatkowa w stosunku do występującej naturalnie. Jako taka może ona być modelowana jako obniżona przeżywalność roczna lub jako samodzielny parametr – pozyskanie (*harvest*), w zależności od parametryzacji używanego modelu i oprogramowania.
- Należy także ustalić próg liczebności lokalnej populacji, wyznaczający utratę właściwego stanu jej ochrony, zdefiniowany w relacji do jej aktualnej lub docelowej liczebności (np. 70% aktualnej liczebności). Zdefiniowanie tak ustawionego progu jako progu tzw. quasi-ekstynkcji populacji pozwala uprościć obliczenia.
- PVA może być realizowana jako model deterministyczny (średnie wartości parametrów

demograficznych przyjęte jako wartości wejściowe do obliczeń) lub jako model stochastyczny (wartości wejściowe do obliczeń losowane z rozkładu wartości danego parametru). Preferowana jest druga opcja, jako bardziej zbliżona do naturalnych warunków.

Podstawowy walor PVA polega na możliwościach symulowania zmian liczebności populacji jako funkcji rozmaitych wartości parametrów wejściowych. Ogromną zaletą stosowania PVA (w porównaniu z następną metodą) jest możliwość jednoczesnego uwzględnienia w symulacjach także skutków obniżonej rozrodczości (wynikającej z oddziaływania turbin wiatrowych). PVA daje też możliwości formalnej analizy elastyczności i wrażliwości danego modelu na zmiany poszczególnych jego parametrów składowych.

Wadą PVA są jej spore wymagania odnośnie zakresu danych demograficznych, charakteryzujących populację danego gatunku. Stosowanie PVA wymaga również podstawowej znajomości demografii populacji oraz poświęcenia pewnego czasu na naukę obsługi stosownego oprogramowania do wykonywania obliczeń.

PVA może być przeprowadzana z wykorzystaniem ogólnych pakietów (np. MATLAB), lub dedykowanych programów (VORTEX, ULM, RAMAS). Stosowanie ULM i MATLAB wymaga jednak sporej wiedzy poza-biologicznej. Wydaje się, że największe zastosowanie ma tutaj bardzo elastyczny i dostępny nieodpłatnie pakiet VORTEX (Lacy et al. 2009). Bardziej zaawansowane metody analizy oferuje pakiet *popbio* w ramach dostępnej nieodpłatnie platformy R (Stubben & Milligan 2007).

5.5.2. Bezpieczny biologicznie poziom pozyskania

Alternatywą do PVA jest analiza dopuszczalnego poziomu pozyskania (*allowable take*), zwanego także bezpiecznym biologicznie poziomem pozyskania (*potential biological removal*, PBR). Jest to wybitnie uproszczona wersja PVA, pozwalająca oszacować dopuszczalny poziom dodatkowej śmiertelności w populacji, niepowodującej utraty jej zdolności do samodzielnego odtwarzania liczebności (utrzymania optymalnego poziomu liczebności). PBR jest funkcją zaledwie 2 parametrów demograficznych charakteryzujących badaną populację (dla porównania PVA wymaga z reguły zdefiniowania 5-10, a niekiedy kilkunastu parametrów), tj. wieku pierwszej reprodukcji oraz przeżywalności osobników dojrzałych. Dodatkowo wymagana jest (podobnie jak w PVA) znajomość aktualnej liczebności populacji gatunku na terenie analizy. Zaletą PBR jest jej prostota (można ją bez większego trudu samodzielnie zaprogramować w arkuszu kalkulacyjnym). PBR była szeroko stosowana w rybołówstwie i wielorybnictwie, ostatnio zaczęła być stosowana do oceny znaczenia śmiertelności ptaków na farmach wiatrowych, ptaków morskich pozyskiwanych jako przyłów oraz do programowania bezpiecznych biologicznie poziomów pozyskania w ekspandujących populacjach ptaków wyrządzających szkody gospodarcze (Runge i in. 2009).

Ramka 5.5. Dopuszczalny biologicznie poziom pozyskania gatunku

Dopuszczalny poziom pozyskania (PBR) jest wyrażany wzorem:

$$PBR = 0,5 * R_{max} * N_{min} * f$$

gdzie:

R_{max} – maksymalne potencjalne tempo wzrostu populacji

N_{min} – minimalna liczebność populacji

f – współczynnik z zakresu $[0,1; 1]$, odzwierciedlający status populacji i jej priorytet ochronny. Dla "zdrowych", niezagrożonych populacji $f \approx 0,5$; dla populacji wymagających ochrony $f \approx 0,2$; dla populacji zagrożonych $f \approx 0,1$

N_{min} jest traktowana jako minimalna (konserwatywna) ocena liczebności analizowanej populacji. Z reguły jest szacowana jako dolny limit 60% przedziału ufności średniej z rozkładu oszacowań liczebności populacji.

Wcześniej, konieczne jest oszacowanie R_{max} . Jako pierwsze przybliżenie, wymagające minimum informacji demograficznej, możliwe jest to do uzyskania w oparciu o znany średni wiek pierwszego przystępowania do lęgów w populacji (a) oraz przeżywalność roczną dojrzałych osobników (s), z wykorzystaniem maksymalnego tempa wzrostu populacji (λ_{max}) :

$$\lambda_{max} = \{(s * a - s + a + 1) + [(s - s * a - a - 1)^2 - 4 * s * a^2]^{-1}\} / 2 * a,$$

$$R_{max} = \lambda_{max} - 1$$

Dla gatunków krótkożyjących (np. drobnych wróblowców), lepszym oszacowaniem λ_{max} jest:

$$\lambda_{max} = \exp \{[a + s / (\lambda_{max} - s)]^{-1}\}$$

Takie oszacowania R_{max} i λ_{max} mogą być jednak nadmiernie optymistyczne (zawyżając PBR). Stąd zalecane jest szacowanie R_{max} z wykorzystaniem informacji o zrealizowanej rozrodzności (więcej szczegółów podaje Dillingham 2010). Alternatywnie, można też używać mniejszych wartości f , np. $f \approx 0,1$.

Jako taki, PBR jest łatwy do wyliczenia z użyciem arkusza kalkulacyjnego. Wyliczona wartość dopuszczalnego biologicznie pozyskania jest porównywana z prognozowaną śmiertelnością w wyniku kolizji z wiatrakami. Jeżeli prognozowana liczba ptaków danego gatunku ginąca w wyniku zderzeń jest większa od wyliczonego PBR , wtedy dodatkowa śmiertelność powodowana kolizjami jest znacząca i stanowi zagrożenie dla trwałości analizowanej populacji.

Wadą PBR jest niewielka elastyczność, brak możliwości uwzględnienia zmian rozrodzności (patrz jednak Dillingham 2010) i ograniczenie wyników do jednej, progowej liczby. Oszacowania maksymalnego, potencjalnego tempa wzrostu populacji, nie wykorzystujące informacji o zrealizowanej rozrodzności - wydają się przeszacowane dla części gatunków. Dlatego uzasadnione jest generalne stosowanie współczynnika $f \approx 0,1$ lub $0,2$. Można też zastosować bardziej precyzyjne oszacowania R_{max} (w praktyce λ_{max}) wykorzystujące informację o zrealizowanej rozrodzności ptaków i zmienności parametrów wejściowych (patrz Runge et al. 2009, Dillingham 2010).

Bliższe omówienie PBR podają Runge i in. (2004), Niel & Lebreton (2005), Dillingham & Fletcher (2008), Runge i in. (2009) czy Dillingham (2010).

5.6. Prognozowanie rozmiarów i znaczenia innych oddziaływań

Szacowanie rozmiarów oddziaływań wynikających z utraty siedlisk oraz ewentualnego upośledzenia zrealizowanej rozrodzności jest skomplikowane i wymaga stosowania rozbudowanych modeli funkcjonowania osobników w przestrzeni. Modele te wymagają określenia szeregu parametrów wejściowych, trudnych do oszacowania bez dedykowanych, pracochłonnych badań koncentrujących się na ekologii żerowania i rozrodu danego gatunku (zarys takiego podejścia przedstawiają Goss-Custard & Sutherland 1997). W krajowej praktyce, wykonywanie tak rozbudowanych badań nie wydaje się realistyczną opcją.

Rozmiary ewentualnej utraty siedlisk można symulować z wykorzystaniem dostępnych informacji o efektywnym obniżeniu zagęszczeń wybranych gatunków ptaków w otoczeniu siłowni (np. Pearce-Higgins et al. 2009). Dla oddania rozmiarów niepewności oszacowań warto tu – podobnie jak w przypadku ocen śmiertelności – rozważać alternatywne scenariusze, różniące się wartościami parametrów wejściowych (np. odpowiednio 10%, 30% i 50% obniżenie zagęszczeń w buforze x metrów wokół siłowni). Ocena znaczenia prognozowanej utraty siedlisk wymagać będzie odniesienia rozmiarów prognozowanej utraty siedlisk do wymogów siedliskowych przeciętnej pary danego gatunku, ocenianych najlepiej w oparciu o dostępne w literaturze przedmiotu badania telemetryczne.

Ewentualne oddziaływanie polegające na obniżeniu sukcesu rozrodczego w otoczeniu farmy wydaje się możliwe do prognozowania i ilościowej oceny jedynie w oparciu o zależności stwierdzone empirycznie w otoczeniu innych farm (np. Scheller 2008). Tego typu wyniki są jednak wciąż bardzo nieliczne. Znaczenie obniżonej produktywności można natomiast łatwo prognozować z użyciem PVA (patrz rozdz. 5.5.1).

5.7. Minimalizacja i kompensacja niekorzystnych oddziaływań

Możliwości minimalizacji (mitygacji) zidentyfikowanych wyżej niekorzystnych oddziaływań farm wiatrowych na ptaki są raczej ograniczone. Podstawowym sposobem minimalizacji oddziaływań pozostaje – jak w przypadku wszelkich przedsięwzięć – uważny wybór lokalizacji planowanych elektrowni wiatrowych. Ogromną rolę pełni tu prawidłowo wykonana kwalifikacja wstępna (w znaczeniu opisanym w rozdz. 6.2), której zasadniczą rolą jest wykluczenie z dalszych rozważań lokalizacji o dużym ryzyku niekorzystnych oddziaływań na ptaki, dającym się zidentyfikować w oparciu o zawczasu dostępne informacje.

Możliwe dalsze działania zapobiegawcze obejmują:

- rezygnację z posadowienia turbin w miejscach newralgicznych dla ptaków (niewielka odległość od zbiorników wodnych, kolonii mew i rybitw, stref ochronnych ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania itp.),
- odsuwanie siłowni od takich miejsc,
- zmianę układu posadowienia elektrowni – poprzez zwiększanie ich zagęszczenia,
- niewprowadzanie zróżnicowania wysokości posadowienia turbin w obrębie farm (prowadzącego do zwiększenia strefy zagrożenia kolizjami).

Potencjalne działania minimalizujące (wskazywane do realizacji na etapie eksploatacji) obejmują m.in.:

- wyłączenie turbin w newralgicznych okresach nasilonej ekspozycji ptaków narażonych na wysokie ryzyko kolizji (np. szczyt przelotu gęsi, szczyt aktywności ptaków szponiastych przypadający na okres toków oraz karmienia piskląt itd.); pewnym problemem jest tu brak podstaw do wskazania elastycznych reguł decyzyjnych, dostosowanych do aktualnej sytuacji (jak to wydaje się możliwe w przypadku nietoperzy); możliwe jest jedynie raczej "sztywne" wskazanie terminów, w których takie szczyty aktywności lub liczebności ptaków występują;

- tworzenie i utrzymywanie siedlisk atrakcyjnych dla ptaków poza obszarem inwestycji, w bezpiecznej od niej odległości, w stanie odpowiednim dla funkcjonowania populacji – chodzi zwłaszcza o tereny żerowiskowe; obecność takich siedlisk poza terenem inwestycji może minimalizować penetrację terenu samej farmy; rozwiązanie to w praktyce jest bardzo trudne do realizacji, z uwagi na konieczność dysponowania sporą powierzchnią gruntów poza farmą i duże trudności praktyczne w tworzeniu siedlisk atrakcyjnych dla określonych gatunków ptaków (patrz jednak Ausden 2007); dodatkowo należy pamiętać, że na wybór danego miejsca jako lęgowiska lub żerowiska mają spory wpływ także czynniki nie związane z jakością siedliska – np. obecność innych ptaków, wysoki sukces lęgowy osobników własnego gatunku itd. (Boulinier et al. 2008); w tej sytuacji nawet płaty bardzo dobrych siedlisk mogą pozostać niezasiedlone przez określone gatunki ptaków;
- zmniejszenie atrakcyjności terenów farmy jako żerowiska ptaków poprzez zmiany składu gatunkowego upraw w granicach farmy i na terenach bezpośrednio z nią sąsiadujących – eliminacja roślin szczególnie atrakcyjnych dla wybranych ptaków (np. kukurydzy dla gęsi i żurawi, rzepaku ozimego dla łabędzi); usuwanie ewentualnie pojawiającej się padliny dużych zwierząt z obszaru farmy dla minimalizacji atrakcyjności terenu dla ptaków drapieżnych; podobnie jak w poprzednim przypadku, rozwiązanie trudne do realizacji z uwagi na konieczność zapewnienia przez inwestora możliwości efektywnego decydowania o sposobie wykorzystania gruntów na rozległych obszarach farmy pomiędzy terenami wydzierżawionymi lub wykupionymi pod lokalizację siłowni.

Rozważając możliwe działania kompensujące należy na wstępie podkreślić, iż dla przedsięwzięć polegających na budowie farm wiatrowych nie ma zastosowania kompensacja w rozumieniu art. 34 ustawy o ochronie przyrody. Niemożliwość wykluczenia wystąpienia znaczącego negatywnego oddziaływania na cele ochrony obszaru Natura 2000 wyklucza możliwość realizacji inwestycji. Nie jest bowiem możliwe wykazanie braku istnienia rozwiązań alternatywnych, gdyż zawsze można je stworzyć w postaci innego źródła energii bądź – przede wszystkim – innej lokalizacji farmy. Natomiast zawsze można rozważyć konieczność zaproponowania kompensacji przyrodniczej, w rozumieniu art. 3 pkt 8 i art. 75 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150, ze zm.).

Tak rozumiana kompensacja strat spowodowanych podwyższoną śmiertelnością w wyniku zderzeń z siłowniami pozostaje raczej możliwością teoretyczną niż praktyczną. Musiałaby ona realizować się poprzez zwiększenie produktywności populacji lub zmniejszenie jej śmiertelności (pochodzącej z innych źródeł niż kolizje z wiatrakami). Co więcej, takie działania musiałyby być realizowane w lokalizacjach wystarczająco odległych od lokalizacji wszelkich farm wiatrowych, tak by wszelkie zyski (więcej osobników) nie były niweczone przez fakt, że więcej ptaków będzie eksponowanych na to samo ryzyko kolizji, prowadzące znowu do ich śmierci. Wskazanie takich "bezpiecznych" lokalizacji wydaje się bardzo trudne we współczesnych warunkach bardzo wysokiego zagęszczenia projektów wiatrowych, nie mówiąc już o zasadniczych trudnościach logistycznych (prawo do dysponowania dużymi powierzchniami gruntów). Zasadnicze znacznie ma jednak fakt, że zwiększanie produktywności populacji ptaków często nie jest możliwe poprzez zwiększanie wydajności reprodukcyjnej poszczególnych osobników, gdyż zwiększone nakłady na reprodukcję są nieodmiennie kosztowne, upośledzając parametry fizjologiczne rodziców (tzw. koszt reprodukcji), prowadząc raczej do zmniejszonego tempa wzrostu całej populacji. Zwiększenie produktywności populacji jest więc

możliwe jedynie poprzez "dodanie" nowych (dodatkowych) par lęgowych, do czego potrzebne jest stworzenie nowych siedlisk lęgowych (patrz niżej). Z kolei zmniejszenie śmiertelności pochodzącej z innych źródeł niż wiatraki, wydaje się raczej opcją o znikomych szansach na trwałe wdrożenie.

Kompensacja wykorzystująca tworzenie nowych siedlisk – zarówno w celu zwiększenia produktywności populacji, jak i dla wyrównania strat siedliska spowodowanych unikaniem terenów zajętych przez farmę – napotyka na zasadnicze trudności, po części wzmiankowane już wyżej. Można je streścić w kilku punktach.

- Konieczność dysponowania odpowiednio dużymi powierzchniami gruntów (własność lub dzierżawa) w lokalizacjach zabezpieczonych przed negatywnym oddziaływaniem zarówno rozważanej farmy, jak i innych farm wiatrowych;
- Trudności związane z tworzeniem i długoterminowym utrzymywaniem w odpowiednim stanie siedlisk dostosowanych do wymogów ekologicznych danego gatunku(-ów) ptaka;
- Trudności związane z kolonizacją nowo utworzonych płatów dogodnych siedlisk przez ptaki, które wykorzystują w swych decyzjach o zasiedleniu danego miejsca nie tylko informację o fizycznych parametrach siedlisk, ale i o ich wykorzystywaniu i lokalnym sukcesie reprodukcyjnym innych osobników (Boulinier et al. 2008);
- Trudności związane z utrzymaniem trwale produktywnych (długoterminowe tempo wzrostu większe od 1) populacji lokalnych w sytuacji niekorzystnych zmian siedliskowych na obszarach sąsiadujących z płatem siedliska wykorzystywanym do kompensacji.

W rezultacie, realne możliwości kompensacji strat w populacjach ptaków spowodowanych przez budowę i eksploatację farm wiatrowych są bardzo ograniczone. Wydaje się, że trwałe rozwiązania mogą dotyczyć pojedynczych, szczególnie cennych gatunków ptaków i wiązać się będą z dużymi kosztami – zarówno finansowymi jak i organizacyjnymi. Podstawową barierą w stosowaniu środków kompensujących są jednak ograniczenia wynikające z ekologii ptaków i dostępności odpowiednich terenów. Wszelkie propozycje ewentualnych działań kompensujących powinny mieć formę klarownego planu działań obejmującego zagadnienia omówione w rozdz. 7.2.12.

5.8. Ocena oddziaływań skumulowanych

W ocenie oddziaływań skumulowanych należy brać pod uwagę wszystkie przedsięwzięcia i dokumenty planistyczne o możliwym niekorzystnym wpływie na populacje ptaków, na które analizowana farma / dokument planistyczny (przeznaczający tereny na cele energetyki wiatrowej) oddziałuje, ze szczególnym uwzględnieniem populacji zasiedlających tereny analizowanej farmy / dokumentu planistycznego. W pierwszym rzędzie należy ocenić możliwy wpływ wszystkich istniejących i projektowanych farm wiatrowych zlokalizowanych w buforze 10 km od granic przedsięwzięcia / dokumentu planistycznego będącego obiektem przedmiotowej OOŚ. Jako "projektowane" w rozumieniu tych wytycznych należy traktować wszystkie farmy, dla których inwestor wystąpił z wnioskiem o wydanie decyzji środowiskowej. Promień 10 km jest uzasadniony zasięgiem lotów żerowiskowych wielu ptaków szponiastych czy bociana czarnego (Jiguet & Villarubias 2004). W przypadku występowania na terenie badań koncentracji żerowiskowych lub noclegowisk migrujących gęsi, należy zwiększyć zasięg bufora do 20 km.

W odniesieniu do możliwej śmiertelności w wyniku kolizji, poza farmami wiatrowymi należy zwrócić uwagę m.in. na istniejące i projektowane napowietrzne linie przesyłowe (stanowiące źródło wysokiej

śmiertelności ptaków szponiastych), linie kolejowe (które są źródłem istotnej śmiertelności bielika; Krone et al. 2002) oraz drogi kołowe (Forman et al. 2003). W ocenie działań skumulowanych należy uwzględniać również zmiany we wzorcach wykorzystania żerowisk ptaków, prowadzące do efektywnej utraty siedlisk. Łączne oddziaływania kilku farm potęgują też efekty bariery w przelotach ptaków, zarówno długodystansowych (migracyjnych), jak i – przede wszystkim – przelotach lokalnych, odbywających się na niskim, kolizyjnym pułapie.

Najprostszy sposobem oceny łącznego oddziaływania kilku inwestycji na docelową populację jest sumowanie stosownych oszacowań efektu utraty siedlisk czy dodatkowej śmiertelności. Oczywiście, wymaga to dostępu do ilościowych ocen oddziaływań poszczególnych przedsięwzięć / dokumentów planistycznych. Nawet nieprecyzyjne oceny ilościowe (z szerokim marginesem błędu), możliwe do sumowania jako mniej lub bardziej prawdopodobne scenariusze alternatywne (lub z użyciem metod symulacji Monte Carlo), są tu lepsze niż oceny jakościowe, nie poddające się jakimkolwiek sumowaniu. Przy braku ocen ilościowych dla możliwych oddziaływań sąsiednich farm / planów, ich efekty można oszacować w oparciu o parametry inwestycji (liczba siłowni, łączna moc siłowni; patrz rozdz. 5.4.1)

Gatunki ptaków odbywające długodystansowe wędrówki (dwukrotnie w cyklu rocznym) są szczególnie narażone na skumulowaną ekspozycję na zagrożenia wynikające z istnienia wielu farm wiatrowych na trasie ich przelotów liczącej często kilka tysięcy kilometrów. Ilościowa ocena takiego łącznego ryzyka jest często niemożliwa z uwagi na brak wiedzy o dokładnej trasie przelotu ptaków i rozmiarach rzeczywistej ekspozycji na ryzyko kolizji (wynikającej m.in. z pułapu przelotu w danym miejscu). W przypadku populacji przelotnych lub zimujących na terenach planowanych farm, nie wiadomo też z reguły, jak liczna jest populacja eksponowana na ryzyko – przez tereny farmy mogą bowiem przelatywać ptaki z lęgów obejmujących rozległe obszary Skandynawii czy Syberii. Brak dokładnej wiedzy o rozmiarach skumulowanego ryzyka i narzędzi do jego ilościowej oceny nie oznacza jednak, że problem można ignorować. Kontekst oceny oddziaływań w warunkach ograniczonej wiedzy o ich natężeniu i możliwych skutkach wyznacza zasada przezorności (patrz rozdz. 5.2).

Informacja o przedsięwzięciach projektowanych w otoczeniu docelowej farmy (tj. takich, dla których złożono wnioski o wydanie decyzji środowiskowej) jest możliwa do uzyskania w stosownych organach administracji (np. urzędach gmin) z wykorzystaniem narzędzi dostępu do informacji o środowisku przewidzianych w Ustawie OOŚ. Szersze spojrzenie na problem oceny skumulowanych oddziaływań farm wiatrowych na ptaki zawiera opracowanie Masden et al. (2010).

6. Badania przedrealizacyjne – zakres i metody prac terenowych

6.1. Zagadnienia ogólne

Zasadniczym celem badań przedrealizacyjnych jest uzyskanie informacji opisanej w rozdz. 4., pozwalającej na sformułowanie ilościowych charakterystyk awifauny terenu przeznaczonego na cele energetyki wiatrowej, na potrzeby prognozy OOŚ lub raportu OOŚ. W przypadku rozbudowanych badań wykonywanych dla potrzeb raportów OOŚ, z uwagi na znaczną zmienność składu gatunkowego i liczebności ptaków w cyklu rocznym, stosowne badania powinny obejmować okres

przynajmniej jednego roku. Z reguły wystarczająco dobre rozpoznanie awifauny lęgowej – przy dobrze zaplanowanych badaniach i doświadczonych wykonawcach prac terenowych – możliwe jest do uzyskania w ciągu jednego sezonu lęgowego. Jednak dobra charakterystyka awifauny okresu pozalęgowego (migracje i zimowanie) może – w przypadku wielu obszarów – wymagać badań prowadzonych w kilku sezonach migracyjnych lub kilku sezonach zimowych. Występowanie i liczebność wielu gatunków ptaków przelotnych może bowiem być bardzo zróżnicowane w poszczególnych latach. Na przykład liczne występowanie przelotnych gęsi i kaczek na terenach położonych w dolinach rzecznych lub ich pobliżu jest uzależnione od wiosennego stanu wód w rzekach. Podobnie, występowanie i liczebność gęsi w okresie migracji jesiennej często jest pochodną istnienia w rejonie badań odpowiednich wielkoobszarowych upraw, w szczególności kukurydzy. Również dla szeregu gatunków zimujących z reguły w zachodniej Europie (np. gęsi białoczelne i zbożowe), spora frakcja ptaków pozostaje w Polsce w warunkach łagodnej zimy. Dopiero niekorzystne warunki (zaleganie pokrywy śnieżnej, niskie temperatury) skłaniają te ptaki do poszukiwania bardziej dogodnych zimowisk na zachód lub południe od naszego kraju. Badania ograniczone do jednego niekorzystnego sezonu mogą w takich sytuacjach dawać nieadekwatny obraz sytuacji.

6.2. Etapy gromadzenia informacji – rola kwalifikacji wstępnej

Badanie przedrealizacyjne awifauny wykonywane dla potrzeb raportów OOS stanowią bardzo praco- i czasochłonny element procesu przygotowywania przedsięwzięcia polegającego na budowie farmy wiatrowej. Badania te powinny być realizowane przez przynajmniej rok (a w warunkach dużej zmienności charakterystyk awifauny przelotnej nawet dłużej – patrz rozdz. 6.1), pozwalając na sformułowanie charakterystyk awifauny terenu planowanej farmy we wszystkich fazach rocznego cyklu. Sezonowe zmiany charakterystyk awifauny terenu oznaczają, że ewentualne błędy i zaniedbania w wykonaniu badań przedrealizacyjnych są możliwe do poprawienia lub nadrobienia zazwyczaj dopiero za rok lub kilka miesięcy. Na przykład, brak kontroli terenowych w okresie przelotu wiosennego będzie możliwy do uzupełnienia dopiero następnej wiosny (marzec–kwiecień). Dlatego prawidłowe zaplanowanie badań ornitologicznych (np. strategia pozyskiwania informacji, dobór kompetentnych wykonawców) ma duże znaczenie dla sukcesu przedsięwzięcia mierzonego czasem potrzebnym na przygotowanie dokumentacji środowiskowej.

Zalecana strategia gromadzenia informacji o zasobach ornitologicznych terenu planowanych pod rozwój energetyki wiatrowej obejmuje dwa etapy – kwalifikacji wstępnej (*screeningu*) oraz zasadniczych (właściwych) badań przedrealizacyjnych, których opis stanowi trzon niniejszych

wytycznych. *Screening* jest tu rozumiany jako element rozpoznania prowadzony przed przystąpieniem do procesu inwestycyjnego, a tym samym przed złożeniem wniosku o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Tak definiowana kwalifikacja wstępna ma charakter pracy studialnej, której celem jest w pierwszym rzędzie identyfikacja lokalizacji, dla której bez wykonywania specjalnych badań, w oparciu o dostępne dane, można ocenić ryzyko znaczącego oddziaływania na populacje kluczowych gatunków ptaków jako bardzo wysokie. Celem *screeningu* jest więc minimalizacja ryzyka wyboru lokalizacji, w której roczne badania podstawowe doprowadzą do konkluzji o możliwym wystąpieniu znaczących negatywnych oddziaływań na ptaki uniemożliwiających realizację inwestycji. W oparciu o wyniki *screeningu* inwestor podejmuje jedną z dwóch możliwych decyzji:

- kontynuacji przygotowań do realizacji przedsięwzięcia w oparciu o roczne badania przedrealizacyjne, względnie
- odstąpieniu od projektu budowy farmy w ocenianej lokalizacji.

Podstawą dla wykonania oceny wstępnej są dane publikowane w monografiach ogólnokrajowych (Sikora et al. 2007, Tomiałojć & Stawarczyk 2003) i regionalnych (np. Chmielewski et al. 2005, Wójciak et al. 2005), czasopismach ornitologicznych, raportach o ograniczonym zasięgu dystrybucji czy regionalnych bazach danych gromadzących dane ornitologiczne w kilkunastu regionalnych ośrodkach. Niezbędna jest też – choćby jednodniowa – wizyta terenowa doświadczonego ornitologa w proponowanej lokalizacji, zwłaszcza w sezonie lęgowym. Opracowanie wniosków z kwalifikacji wstępnej w postaci krótkiego tekstu zajmuje zazwyczaj nie więcej niż 2–3 tygodnie. Tak opracowana kwalifikacja wstępna nie jest dokumentem przedstawianym w postępowaniu administracyjnym, lecz dla inwestora stanowić może cenne narzędzie minimalizacji strat (czasu i pieniędzy) związanych z rozwijaniem projektu przedsięwzięcia w miejscu, gdzie żadne rzetelnie wykonane badania nie pozwolą mu wykluczyć możliwości znaczącego negatywnego wpływu farmy na lokalne populacje ptaków. Wątpliwe w takich sytuacjach będzie również uzyskanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach.

Screening nie pozwala natomiast na przesądzenie, że dana lokalizacja będzie relatywnie "bezpieczna" dla ptaków, gdyż brak dostępnej informacji sugerującej liczne występowanie cennych i kolizyjnych ptaków może odzwierciedlać zarówno (a) realne ubóstwo awifauny w tym miejscu, jak i (b) brak stosownych badań ornitologicznych, wykonanych przez odpowiednio wykwalifikowanych obserwatorów terenowych.

W interesie inwestora leży, by wyniki kwalifikacji wstępnej były dla niego dostępne na jak najwcześniejszym etapie, najlepiej przed rozpoczęciem postępowania administracyjnego. To samo dotyczy pełnowymiarowych badań przedrealizacyjnych, ale praktyka niestety pokazuje, że z uwagi na swą długotrwałość, sporządzenie oceny ornitologicznej w ramach raportu OOS stanowi ostatni etap prac poprzedzających fazę decyzyjną postępowania, co nie jest rozwiązaniem optymalnym.

6.3. Niezbędne kwalifikacje wykonawców

Badania przedrealizacyjne powinny być prowadzone przez doświadczonych obserwatorów ptaków (ornitologów terenowych). Kwalifikacje wykonawców powinny być weryfikowane na podstawie stosownego dorobku ornitologa, w tym przypadku oznaczającego nie tyle liczbę publikacji akademickich, co raczej jego wcześniejszy udział w badaniach ilościowych ("liczeniach") ptaków i doświadczenie terenowe. Warto pamiętać, że dobry ornitolog terenowy musi dobrze znać głosy ptaków, gdyż z reguły ponad 70% ptaków jest wykrywanych w terenie w oparciu o ich głosy, a nie w oparciu o kontakt wzrokowy (Simons et al. 2009). Głosy często stanowią też podstawę identyfikacji gatunkowej ptaków po ich wykryciu (słuchowym lub wizualnym). Znajomość głosów ptaków ma nieco mniejsze znaczenie jedynie przy wykrywaniu i identyfikacji ptaków szponiastych w trakcie proponowanych badań natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej (patrz rozdz. 6.4), ale w tym przypadku identyfikacja wizualna również wymaga dużego doświadczenia terenowego. W rezultacie, brak dostatecznych umiejętności i doświadczenia obserwatora w identyfikacji (głosowej, wizualnej) ptaków, może prowadzić do uzyskania w ramach badań terenowych danych o niskiej wartości, niekompletnych, lub wręcz błędnych, co uniemożliwia właściwą i rzetelną ocenę wpływu planowanej inwestycji na miejscową i przelotną awifaunę. Słabej jakości dane zebrane w trakcie badań przedrealizacyjnych nie pozwalają również na porównywanie ich z materiałem uzyskanym w trakcie monitoringu porealizacyjnego (w przypadku zbierania go przez innego wykonawcę) oraz z danymi z innych lokalizacji, co uniemożliwia wiarygodną ocenę walorów terenu.

Jednocześnie należy zdawać sobie sprawę z tego, że występowanie ptaków w czasie i przestrzeni jest dalekie od przypadkowości i – przy całej, istniejącej zmienności – występuje tu szereg dobrze rozpoznanych i ustalonych zależności i wzorców. Lokalizacja geograficzna, charakterystyka siedliskowa, wielkość obszaru, czy wzorce współwystępowania gatunków – pozwalają określić wartości oczekiwane wielu charakterystyk awifauny i wskazać dane znacząco odbiegające od tych prawidłowości. W konsekwencji, w wielu przypadkach możliwe jest wskazanie w przedłożonej dokumentacji, takich charakterystyk awifauny, które sugerują brak wystarczających kwalifikacji autorów badań terenowych, a tym samym podważają wiarygodność opisu i wnioskowania. Aspekt kwalifikacji wykonawców badań ornitologicznych jest ważny także w kontekście czasu koniecznego do uzyskania niezbędnych decyzji administracyjnych. W przypadku stwierdzenia przez organ środowiskowy rażących zaniedbań w opracowaniu dotyczącym awifauny, inwestor może zostać wezwany do uzupełnienia braków, co w praktyce skutkować będzie koniecznością ponownego wykonywania prac terenowych, w kolejnym sezonie i wydłużeniem postępowania co najmniej o rok.

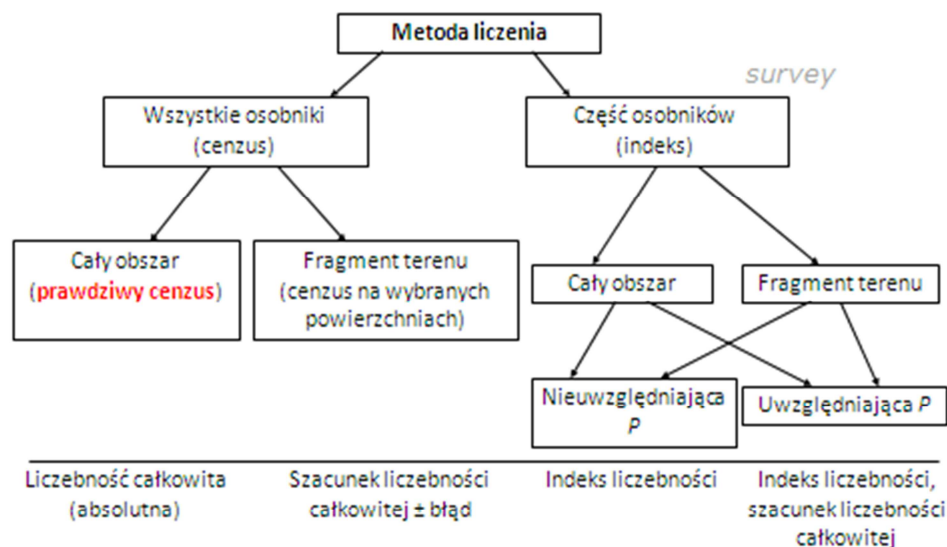
Warto też zauważyć, że nawet najwyższe kwalifikacje wykonawcy badań nie wystarczą w przypadku nierzetelnego wykonywania badań.

6.4. Badania ilościowe występowania ptaków

Ilościowe charakterystyki awifauny, niezbędne dla właściwej oceny walorów terenu planowanej inwestycji w ramach prognozy OOS i raportu OOS (patrz rozdz. 4) można uzyskać z wykorzystaniem szerokiej gamy technik badań terenowych i analitycznych (Gregory et al. 2004, Gibbons & Gregory 2006). Użyteczny podział tych technik odwołuje się do dwóch kryteriów omawianych poniżej: obszaru objętego liczeniami oraz kompletności liczenia ptaków.

- Liczeniami można objąć całość obszaru będącego przedmiotem badań ilościowych ptaków (np. obszaru planowanej farmy wiatrowej, gminy, terenu objętego dokumentem planistycznym) lub wybrane jego fragmenty, reprezentatywne dla całości, często mające postać powierzchni próbnych. W tym drugim przypadku mówimy o próbkowaniu, a metodę wnioskowania o całości na podstawie reprezentatywnych prób nazywa się metodyką sondażową lub reprezentacyjną.
- Liczenia, w których obserwatorzy starają się zarejestrować wszystkie ptaki (względnie pary lęgowe, śpiewające samce czy gniazda) w granicach jakiegoś obszaru (całej farmy lub powierzchni próbnej) to tzw. cenzusy. Ich przeciwieństwem są liczenia, w których obserwator, z pełną świadomością tego faktu liczy jedynie część ptaków obecnych w granicach danego obszaru, np. śpiewające samce słyszane lub widziane w trakcie 10-minutowego nasłuchu z punktu zlokalizowanego w granicach farmy lub powierzchni próbnej. Tak uzyskane dane są traktowane jako wskaźnik (indeks) liczebności całkowitej populacji występującej w granicach przedmiotowego obszaru (np. całej farmy lub powierzchni próbnej).

Klasyfikacja ilościowych metod badań awifauny



Ryc. 6.1. Schemat podziału metod badań ilościowych awifauny. Pod schematem podano możliwe do uzyskania produkty. Symbol *P* oznacza prawdopodobieństwo wykrycia gatunku. Wg Gregory et al. (2004), ze zmianami

Prawdziwe cenzusy są stosunkowo rzadko możliwe do realizacji, szczególnie dla dużych obszarów, liczących więcej niż 100 kilometrów kwadratowych. Ich wykonalność jest ograniczona przede wszystkim do lęgowych populacji dużych ptaków, łatwo wykrywalnych w terenie i występujących w stosunkowo niskich liczebnościach (zagęszczeniach). Klasycznym przykładem takich gatunków są np. bocian biały, większość ptaków drapieżnych, łabędź niemy, czy bąk. Bardziej realne są cenzusy w granicach mniejszych powierzchni próbnych (np. kwadratów 5 x 5 km, czy 2 x 2 km) wskazanych w granicach planowanej farmy, gminy czy terenu objętego dokumentem planistycznym. W obu przypadkach, cenzusy mają zastosowanie głównie do populacji lęgowych (a więc awifauny okresu lęgowego), kiedy przywiązanie ptaków do gniazd i terytoriów sprawia, że mają one ograniczony zasięg penetracji terenu, a same gniazda bywają wygodnym obiektem cenzusów.

Biorąc pod uwagę powyższe ograniczenia w stosowaniu cenzusów, powszechne zastosowanie mają obecnie te metody, w których wykorzystuje się rozmaite indeksy liczebności populacji, w połączeniu z reprezentatywnym próbkowaniem większych terenów. Podstawą popularności indeksów jest fakt, że wykrycie w warunkach terenowych wszystkich osobników znajdujących się na danym terenie – jest dla wielu gatunków ewidentnie nierealne. Szczególnie w okresie pozalęgowym, przy ogromnej mobilności ptaków, policzenie wszystkich osobników choćby jednego gatunku nawet w granicach

obszaru 1 x 1 km jest często niewykonalne. W tej sytuacji, badania ilościowe populacji lęgowych wielu trudniej wykrywalnych lub liczniej występujących ptaków opierają się na wykorzystaniu rozmaitych indeksów liczebności, uzyskiwanych z reguły na drodze reprezentatywnego próbkowania obszaru. Próbkowanie i indeksy mają też wiodące zastosowanie dla badań awifauny w okresach innych niż sezon lęgowy, przy czym próbkowanie dotyczy tu nie tylko przestrzeni, ale i – co równie ważne – czasu. Nie da się bowiem prowadzić badań przelotu ptaków przez 24 godziny na dobę przez okres 2 lub 3 miesięcy. Możliwe jest natomiast prowadzenie obserwacji w krótszych okresach czasu (np. pierwsze 15 minut każdej kolejnej godziny dnia, w ramach 1–2 dniowych sesji obserwacyjnych co 5 lub 10 dni). Tak uzyskane, reprezentatywne dane (próby) mogą być potem wykorzystane do oszacowań całkowitej liczby ptaków przelatujących nad danym terenem w trakcie całego okresu migracji wiosennej. Reguły rządzące zastosowaniem badań sondażowych (próbkowania) do opisu populacji ptaków są takie same jak w badaniach sondażowych wykorzystywanych do opisu preferencji konsumenckich czy opinii społecznych i bazują na przetestowanych teoriach, sprawdzonych narzędziach statystycznych i ugruntowanych praktykach składających się na kanon metodyki sondażowej (Cochran 1977, Thompson 2002).

Wykorzystywanie indeksów liczebności jako wiodącej techniki badań awifauny oznacza jednak pewne ograniczenia z tym związane. I nie chodzi tu tylko o fakt, że indeksy liczebności, z definicji, nie dostarczają bezpośrednio informacji o bezwzględnej liczebności ptaków na terenie objętym liczeniem. Bardzo istotne znaczenie ma fakt, że liczba ptaków rejestrowanych w czasie kontroli terenowej jest rosnącą funkcją nakładów czasu poświęconego na obserwacje i wielkości terenu objętego kontrolą. Obie te zależności dotyczą zarówno liczby osobników (danego gatunku lub wszystkich gatunków łącznie), jak i liczby stwierdzonych gatunków (tzw. bogactwo gatunkowe). Z tego względu, stosowanie indeksów ma sens tak długo, jak zmienne związane z nakładem prac obserwatora (czas, wielkość terenu) są kontrolowane lub standaryzowane. Nie ma sensu porównywanie liczby żurawi, które przeleciały nad powierzchnią w ciągu godziny z analogiczną liczbą uzyskaną w toku obserwacji trwających cztery godziny. Podobnie, nieuprawnione jest porównywanie liczby gatunków lęgowych stwierdzonych na powierzchni 40 km² z liczbą gatunków lęgowych stwierdzonych na terenie całej Polski.

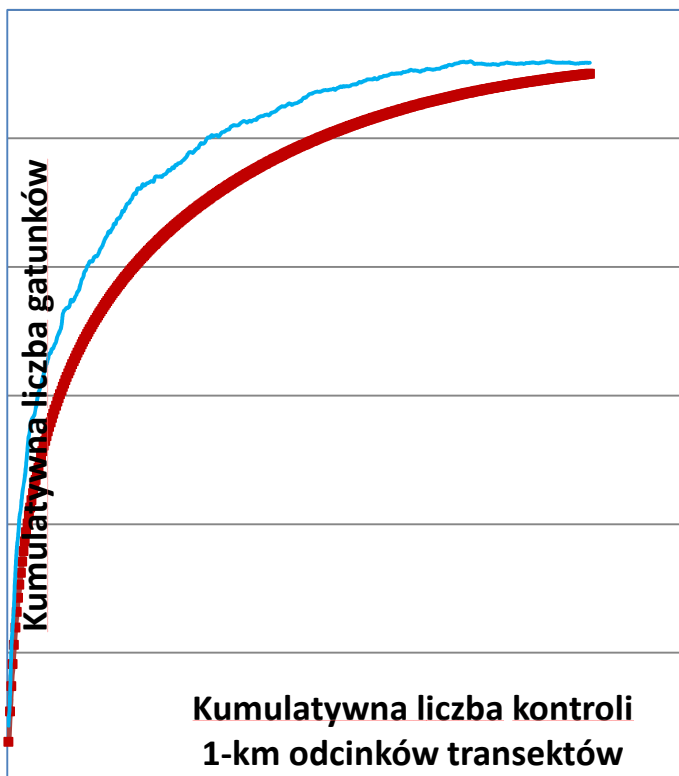
Ramka 6.1. Bogactwo gatunkowe jako funkcja nakładów prac na badania terenowe

Bogactwo gatunkowe, najpopularniejsza miara różnorodności biologicznej w niewielkiej skali geograficznej, mierzone jako liczba gatunków stwierdzonych na określonym terenie – jest silnie zależne od nakładu prac przeznaczonych na badania terenowe. Liczba wykrytych gatunków ptaków rośnie wraz liczbą godzin obserwacji terenowych czy wielkością obszaru skontrolowanego w granicach planowej farmy (np. długością transektów objętych kontrolami). Proste porównania

bogactwa gatunkowego ptaków, nie biorące pod uwagę tych zależności, są z reguły mylące i mogą prowadzić do fałszywych wniosków.

Sposobem rozwiązywania tego problemu jest odnoszenie liczby stwierdzonych gatunków do miar nakładów pracy przeznaczonej na badania terenowe. W przypadku obserwacji z punktów, może to być łączna liczba godzin obserwacji ptaków przeprowadzonych w ramach tego modułu badań przedrealizacyjnych. W odniesieniu do badań transektowych, użyteczną miarą nakładów prac jest łączna liczba wykonanych kontroli 1-kilometrowych odcinków transektów (zarówno powtarzanych w innych terminach kontroli tego samego odcinka, jak i liczeń wykonanych tego samego dnia na różnych takich odcinkach). Ponieważ kolejność wykonywania kontroli poszczególnych odcinków transektu lub punktów obserwacyjnych nie ma w tym kontekście znaczenia, więc uśredniony obraz zależności pomiędzy nakładami prac a liczbą stwierdzonych gatunków uzyskujemy randomizując kolejność dołożenia wyników kontroli danego 1-kilometrowego odcinka lub 1-godzinnej obserwacji z punktu do puli uzyskanych danych. W ten sposób uzyskujemy uśrednioną krzywą akumulacji liczby gatunków, jako rosnącą funkcję nakładów prac na kontrole terenowe (np. godziny obserwacji z punktów, kilometry skontrolowanych transektów). Nazywa się ona krzywą rarefakcji, a uśrednione w ten sposób oszacowanie liczby stwierdzonych gatunków (dla określonej wartości kumulatywnych nakładów prac terenowych) nazywane jest estymatorem *Mao Tau*.

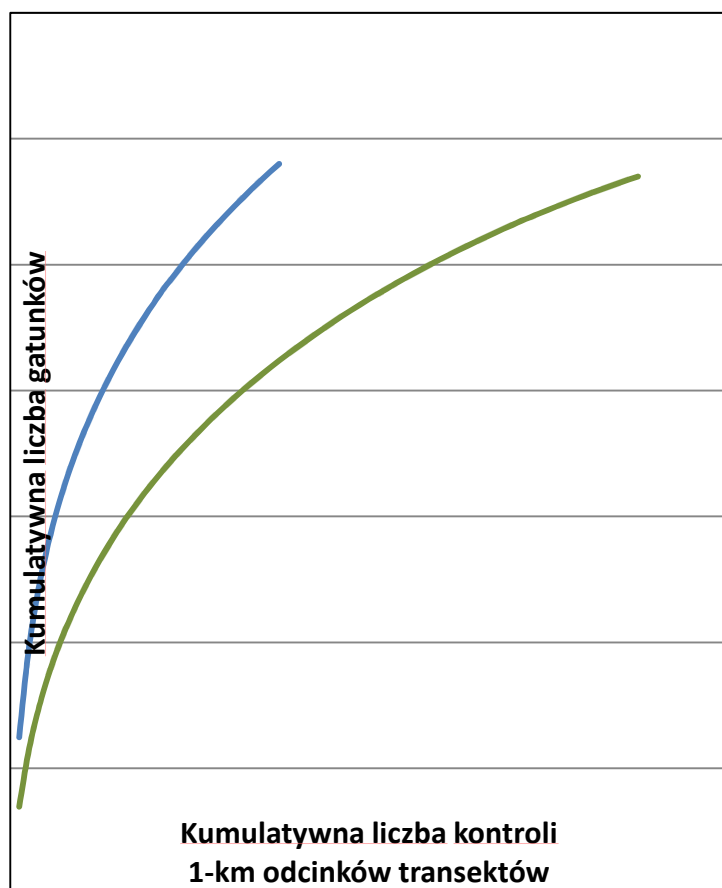
Spoglądając na wykres przyrostu łącznej liczby stwierdzonych gatunków (krzywą rarefakcji) możemy ocenić, czy dla wykonanej liczby kontroli jednostkowych (np. godzinnych obserwacji z punktów lub kontroli 1-km odcinków transektów) krzywa ma charakter wciąż silnie rosnący, czy też wartości Mao Tau mają tendencję do stabilizacji wartości. W pierwszym przypadku istnieją dobre podstawy do konkluzji, że wykonana liczba kontroli jest wciąż zbyt niska dla prawidłowej oceny bogactwa gatunkowego. Bowiem każda następna kontrola, z dużym prawdopodobieństwem, zaowocowałaby wykryciem kilku kolejnych gatunków.



Ryc. 6.2. Uśredniona krzywa (czerwone symbole) obrazująca zależność pomiędzy łączną liczbą stwierdzonych gatunków (miara bogactwa gatunkowego) a łączną liczbą wykonanych kontroli jednostkowych odcinków transektów (miara nakładów na prace terenowe, albo liczba zebranych prób). Przy ponad 400 pobranych próbach (kontrole 1-km odcinków transektów) krzywa rarefakcji wciąż wykazuje słabą tendencję wzrostową, sugerując niepełne rozpoznanie lokalnego zgrupowania ptaków. Tempo przyrostu liczby gatunków jest jednak wyraźnie słabsze niż przy np. 100 próbach. Poszczególne wartości estymatora *Mao tau* wyznaczającego krzywą rarefakcji wyznaczono randomizując kolejność pobierania próbek w zbiorze. Linia niebieska przedstawia przebieg estymatora asymptotycznego bogactwa gatunkowego (*Chao1*). Powyżej ok. 350 prób *Chao1* stabilizuje się na poziomie ok. 112 gatunków, sugerując dobre rozpoznanie bogactwa gatunkowego w zgrupowaniu.

Tego typu ocena mająca na celu określenie, czy awifauna danego terenu jest już wystarczająco dobrze poznana, może być wspomagana oszacowaniem innego parametru – łącznej liczby gatunków w zgrupowaniu, z uwzględnieniem gatunków niewykrytych (tzw. asymptotyczne bogactwo gatunkowe zgrupowania). Istnieją bowiem dobre podstawy teoretyczne, by określić – na podstawie danych o liczebnościach gatunków wykrytych w próbie – ile gatunków pozostało jeszcze niewykrytych w tej próbie. I choć nie wiemy, *jakie* mogą to być gatunki, to oszacowanie samej *liczby* niewykrytych gatunków jest cenną informacją możliwą do oszacowania. Dodając tę liczbę do liczby gatunków faktycznie stwierdzonych – przy danym nakładzie prac terenowych – otrzymujemy użyteczne oszacowanie, jeszcze lepiej informujące o stopniu zbadania awifauny danego obszaru. Tak określone asymptotyczne bogactwo gatunkowe może być szacowane z użyciem różnych estymatorów, spośród których najlepsze właściwości mają nieparametryczne oszacowania nazywane *Chao1* i *Chao2*. Podobnie jak w poprzednim przypadku, dobrze zbadane zgrupowanie charakteryzuje się stabilizacją wartości estymatora asymptotycznego bogactwa gatunkowego, dla wysokich wartości nakładów prac terenowych. Natomiast zgrupowanie poznane niedostatecznie wykazuje wciąż rosnące wartości tego estymatora dla najwyższych wartości nakładów prac terenowych.

Rarefakcja znajduje zastosowanie nie tylko do oceny stopnia zbadania awifauny danego terenu. Jej oryginalne i podstawowe zastosowanie dotyczy porównywania wartości bogactwa gatunkowego różnych terenów, różniących się nakładami prac przeznaczonych na badania terenowe. Wiarygodne porównania bogactwa gatunkowego różnych obszarów (np. dwóch fragmentów planowanej farmy lub różnych farm, dla których decyzje środowiskowe są uzgadniane przez ten sam organ) jest możliwe jedynie poprzez porównanie krzywych rarefakcji. Dokładniej mówiąc: uzasadnione jest tu porównywanie jedynie wartości bogactwa gatunkowego uzyskanego dla takich samych nakładów prac terenowych.



Ryc.6.3. Porównanie krzywych rarefakcji bogactwa gatunkowego dla dwóch obszarów. Krzywa niebieska charakteryzuje słabo zbadany obszar, w którym stwierdzono łącznie 58 gatunków w 30 próbach (1-km odcinki transektów). Krzywa zielona charakteryzuje lepiej poznany obszar, w którym łącznie stwierdzono podobną liczbę gatunków – 57, ale po wykonaniu ponad dwukrotnie większej liczby kontroli (70 jednostkowych odcinków transektów). Uprawnione jest porównanie bogactwa gatunkowego stwierdzonego w tej samej, możliwie dużej, liczbie prób. Dla 30 kontroli, obszar charakteryzowany zieloną krzywą ma bogactwo gatunkowe o 28% niższe od bogactwa gatunkowego obszaru z niebieską krzywą. Porównanie wartości "surowych", bez uwzględnienia zróżnicowanych nakładów prac na kontrole terenowe – prowadzi do błędnego wniosku o równej wartości obu powierzchni.

Podsumowując: (1) Bogactwo gatunkowe danej powierzchni jest zależne od nakładów prac terenowych; (2) Rarefakcja jest relatywnie prostą metodą pozwalającą określić, czy badana powierzchnia została zbadana w wystarczającym stopniu; (3) Rarefakcja jest też jedyną metodą pozwalającą na wiarygodne porównania bogactwa gatunkowego określanego w toku badań różniących się intensywnością prac terenowych.

Więcej informacji na temat rarefakcji i metod określania bogactwa gatunkowego w próbach można znaleźć w opracowaniach: Gotelli & Colwell (2001, 2011) i Magurran (2004). Nieodpłatne oprogramowanie wykonujące obliczenia krzywych rarefakcji obejmuje m.in. program EstimateS (Colwell 2009), SPADE czy VEGAN (w ramach platformy R).

Porównywanie indeksów liczebności poszczególnych gatunków lub bogactwa gatunkowego wymaga zatem standaryzacji czasu i obszaru, do którego te oceny się odnoszą. Ogólniej mówiąc, standaryzacja wszelkich zmiennych mogących wpływać na wyniki liczeń ptaków w sposób nie wynikający z rzeczywistych różnic ich liczebności ma absolutnie kluczowe znaczenie dla możliwości właściwego wnioskowania o charakterystykach awifauny terenu. Stąd też ogromną wagę ma stosowanie takich samych standardów prowadzenia obserwacji w terenie (tzw. protokołów terenowych) w badaniach służących porównywaniu charakterystyk awifauny w czasie i przestrzeni.

6.5. Podstawowe moduły badań terenowych awifauny w ramach oceny oddziaływania na środowisko dla projektów wiatrowych

6.5.1. Przegląd

Dobre rozpoznanie charakterystyk awifauny zasiedlającej tereny planowanej farmy jest możliwe w oparciu o informacje zebrane w ramach kilku, odrębnych metodycznie systemów badań ilościowych, zwanych tu modułami. Każdy moduł jest ukierunkowany na zbieranie innego rodzaju danych, z użyciem właściwych sobie metod. Zakres wykorzystania poszczególnych modułów jest zróżnicowany, w zależności od rodzaju OOŚ – w przypadku prognoz OOŚ niezbędne badania terenowe są mniej rozbudowane niż w przypadku raportów OOŚ dla przedsięwzięć (patrz rozdz. 4.2).

Pełen zestaw terenowych technik stosowanych w przedrealizacyjnych badaniach awifauny obejmuje pięć niżej wymienionych modułów (M1 – M5):

- M1. Liczenia z transektów (badania dynamiki zgrupowań ptaków w cyklu rocznym),
- M2. Liczenia z punktów obserwacyjnych (badania natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej przez ptaki),
- M3. Cenzus lęgowych gatunków kluczowych,
- M4. Badania rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL
- M5. Identyfikacja zgrupowań i koncentracji.

W badaniach terenowych realizowanych na potrzeby prognoz OOŚ dla dokumentów planistycznych w skali gminy wykorzystywane są moduły M1, M2 i M4. Natomiast w rozbudowanych badaniach

przedrealizacyjnych wykonywanych na użytek raportów OOŚ dla konkretnych projektów wiatrowych wykonywane są prace z wykorzystaniem wszystkich pięciu modułów.

W dalszej części rozdziału opisujemy poszczególne moduły w zakresie, w jakim stosowane techniki prac nie wykazują zróżnicowania dla prognoz OOŚ i raportów OOŚ. W dalszej kolejności przedstawiamy specyfikę zastosowania modułów M1, M2 i M4 do badań przedrealizacyjnych wykonywanych na potrzeby strategicznych OOŚ oraz OOŚ dla przedsięwzięć. Podstawowe zróżnicowanie dotyczy obszaru badań (a w konsekwencji liczby wyznaczanych powierzchni próbnych) oraz terminów i liczby kontroli terenowych.

6.5.2. Liczenia transektowe (M1)

Cel

Uzyskanie ilościowych informacji o składzie gatunkowym zgrupowania ptaków, dynamice liczebności poszczególnych gatunków w cyklu rocznym.

Ogólny schemat badań

Badania polegają na rejestracji ptaków w trakcie powolnego przemarszu z góry ustaloną trasą (tzw. transekt) o przebiegu linii prostej lub łamanej. Notowane są wszystkie widziane lub słyszane osobniki, w podziale na 4 kategorie odległości od trasy przemarszu (tzw. strefy odległości):

- do 25 m od transektu (po obu stronach),
- 25-100 m od transektu (po obu stronach),
- ponad 100 m od transektu (po obu stronach),
- ptaki w locie (w dowolnej odległości od linii transektu).

Dodatkowo, każda obserwacja jest zapisywana w podziale na krótsze odcinki transektu, o długości ok. 1 km. Zasadniczo, przy badaniach wykonywanych dla potrzeb OOŚ dla projektów wiatrowych, nie notuje się płci obserwowanych ptaków, czy kryteriów lęgowości, choć nie ma żadnych powodów, by tego nie robić, o ile takie dane będą potem analizowane z wykorzystaniem tej informacji.

Kontrole transektów są prowadzone wielokrotnie w ciągu roku, przy czym obserwator każdorazowo kontroluje tę samą trasę. Częstotliwość kontroli zależy od celu badań (patrz niżej).

Produkty

Surowe dane z kontroli transektowych pozwalają na uzyskanie wskaźników (indeksów) liczebności poszczególnych gatunków ptaków, wyrażanych jako liczba osobników/km transektu. Tak uzyskane wskaźniki nie uwzględniają zróżnicowanej wykrywalności ptaków, ale są wystarczająco dobre do uzyskania charakterystyk zgrupowania i ich dynamiki. Dane, w których każdy obserwowany osobnik jest przypisany do określonej strefy odległości od transektu pozwalają na wyliczenie zagęszczeń poszczególnych gatunków w rejonie transektu (liczba osobników/km² powierzchni), z uwzględnieniem faktu, że prawdopodobieństwo wykrycia ptaka maleje wraz z odległością od obserwatora. Tak skorygowane dane, wymagają jednak dosyć czasochłonnych przeliczeń i z reguły nie są konieczne dla rozpoznania dynamiki liczebności poszczególnych gatunków w cyklu rocznym. W

razie potrzeby, zagęszczenia mogą być wyliczone z użyciem darmowego oprogramowania DISTANCE (dostępnego w Internecie).

Protokół prac terenowych

Tempo przemarszu wzdłuż transektu powinno wynosić ok. 20–30 minut/km (2–3 km/h). Uzyskanie tak wolnego tempa przemarszu nie jest trudne, biorąc pod uwagę, że obserwator często zatrzymuje się w celu zapisania obserwowanych ptaków. Obserwacje ptaków zapisywane są na zawczasu przygotowanych formularzach kontroli. Wzór takiego formularza jest przedstawiony w Załączniku 4. Obserwacje gatunków kluczowych, użyteczne jako dodatkowe informacje wykorzystywane dla potrzeb ich cenzusu (M3) powinny być nanoszone na mapy w skali 1:10 000 lub 1:25 000.

W okresie lęgowym, tam gdzie to możliwe, kontrole powinny się rozpoczynać możliwie wcześnie rano (poczynając od wschodu słońca), gdyż aktywność (i tym samym wykrywalność) większości ptaków w ciągu dnia jest z reguły wyraźnie niższa niż rano. Przy dużej liczbie transektów (dużej powierzchni) nie zawsze jest to jednak możliwe. Pora kontroli transektów ma znacznie mniejsze znaczenie w okresie pozalęgowym. Częstotliwość i terminy kontroli są zależne od celu badań – w badaniach dla potrzeb prognoz dla mpzp lub suikzpg zakładamy wykonanie znacznie mniejszej liczby kontroli niż dla w badaniach wykonywanych na użytek raportów OOS dla konkretnych przedsięwzięć (szczegóły: patrz rozdz. 6.5.7–6.5.8).

Wyznaczanie transektów

Transekty powinny zostać wyznaczone w terenie przed pierwszą kontrolą połączoną z liczeniem ptaków. Ich przebieg powinien być dostosowany do sieci dróg lokalnych, dostępnych przejść przez ciekły wodny czy rozmieszczenia terenów niedostępnych (obszary zabudowane, wyгородzone działki). Należy unikać prowadzenia długich odcinków transektu po drogach (z uwagi na unikanie dróg przez niektóre gatunki oraz preferencje innych gatunków dla poboczy dróg), lub w poprzek rozległych upraw zbóż i rzepaku (przejście przez pole rzepaku w czerwcu lub lipcu jest praktycznie niemożliwe, nie mówiąc o kwestii szkód w wydeptywanej uprawie). W praktyce transekty są wytyczone najczęściej wzdłuż miedzy (krawędzi działek) i polnych dróg.

Liczba transektów i ich łączna długość powinny być dostosowane do wielkości badanej powierzchni oraz charakteru badań (patrz rozdz. 6.5.7 i 6.5.8). Mają one pozwalać na uzyskanie obrazu sytuacji reprezentatywnego dla całego terenu badań (farmy, wydzielenia w granicach gminy).

6.5.3. Liczenia z punktów obserwacyjnych (M2)

Cel

Uzyskanie ilościowych danych o natężeniu użytkowania przestrzeni powietrznej przez ptaki.

Ogólny schemat badań

Badania polegają na rejestracji ptaków przemieszczających się w powietrzu, w trakcie godzinnych sesji obserwacyjnych prowadzonych ze stałych punktów obserwacyjnych. Notowane są wszystkie widziane lub słyszane osobniki (w tym drugim przypadku trzeba jednak mieć pewność, że

stwierdzenie dotyczy ptaka lecącego). Ptaki notowane są w podziale na trzy pułapy wysokości przelotu (wyznaczone przez zasięg pracy rotora).

Produkty

Wyniki liczeń pozwalają na oszacowanie natężenia (intensywności) wykorzystania przestrzeni powietrznej nad planowaną farmą przez ptaki. Wielkość ta wyrażona jest jako liczba (przelatujących) osobników/60 min. obserwacji. Oszacowanie dotyczy zarówno osobników przelatujących nad terenem w ramach długodystansowych migracji, jak i ptaków przemieszczających się lokalnie (bez możliwości precyzyjnego odróżnienia tych dwóch grup). Dane mogą być analizowane w podziale na pułapy przelotu stwarzające większe (pułap rotora) lub mniejsze (poniżej i powyżej pułapu rotora) ryzyko kolizji z siłowniami. Uzyskane oszacowania intensywności wykorzystania przestrzeni powietrznej nie uwzględniają zróżnicowanej wykrywalności ptaków, ale są wystarczająco dobre do uzyskania charakterystyk zgrupowania i ich dynamiki. Dane, w których każdy obserwowany osobnik jest przypisany do określonej strefy odległości od punktu pozwalają na korektę oszacowań uwzględniającą, iż prawdopodobieństwo wykrycia ptaka maleje wraz z odległością od obserwatora. Tak skorygowane dane, wymagają jednak dosyć czasochłonnych przeliczeń i z reguły nie są konieczne przy OOS dla projektów wiatrowych. W razie potrzeby, skorygowane natężenia mogą być wyliczone z użyciem darmowego oprogramowania DISTANCE (dostępnego w Internecie).

Protokół prac terenowych

Kontrola powinna trwać godzinę, ewentualnie dwie godziny. Dłuższe kontrole prowadzone z jednego punktu nie są zalecane – zamiast tego, w tym samym czasie lepiej wykonać kontrolę z innego punktu obserwacyjnego. Jednocześnie, w trakcie pojedynczej kontroli terenu badań, suma czasu obserwacji ze wszystkich punktów nie powinna być mniejsza od 4 godzin (co przy 2 punktach na powierzchni oznacza np. 2 sesje obserwacyjne po 2 godziny na każdym z punktów). Obserwator obejmuje obserwacjami całość przestrzeni powietrznej w zasięgu dobrej widoczności, co w praktyce oznacza promień 1–1,5 kilometra, w zależności od warunków atmosferycznych. Rejestrowane są wszystkie przelatujące ptaki dostrzeżone w polu widzenia, także te, które zerwały się do lotu oraz te, które początkowo leciały a następnie wylądowały. W trakcie kontroli ptaki przypisywane są do jednego z trzech, predefiniowanych pułapów wysokości (odpowiednio: poniżej, w obrębie i powyżej zasięgu pracy rotora). Obserwacje, w których ptak zmienia pułap wysokości są zapisywane jako osobne spostrzeżenia przypisane odpowiednim (dwóm lub trzem) pułapom. Przypisanie do stref odległości odbywa się na podstawie minimalnej stwierdzonej odległości od obserwatora, szacowanej w rzucie na powierzchnię ziemi. Dla ptaków przemieszczających się w ukierunkowany sposób notowany jest kierunek przelotu (brak informacji o kierunku oznacza przemieszczenia nieukierunkowane). Obserwacje ptaków zapisywane są na formularzach kontroli, których wzór jest przedstawiony w Załączniku 4.

Liczenia ptaków z punktów obserwacyjnych prowadzone są wielokrotnie w ciągu roku, z wykorzystaniem tych samych punktów. Częstotliwość i terminy liczeń są dostosowane do potrzeb badań – w badaniach dla potrzeb prognoz dla mpzp / suikzpg zakładamy wykonanie znacznie mniejszej liczby kontroli niż dla w badaniach wykonywanych na użytek raportów OOS dla konkretnych przedsięwzięć (szczegóły: patrz rozdz. 6.5.7–6.5.8).

Wyznaczanie punktów obserwacyjnych

Punkty powinny zostać wyznaczone w terenie przed pierwszą kontrolą połączoną z liczeniem ptaków. Preferowane są lokalizacje na wyniesieniach, z dala od ściany lasu, z nieprzysłoniętym widokiem na otoczenie w promieniu 1–1.5 km. Punkty nie powinny być zlokalizowane bliżej niż 3 km od siebie (patrz też: rozdz. 6.5.7–6.5.8).

6.5.4. Cenzus lęgowych gatunków kluczowych (M3)

Cel

Oszacowanie liczebności wybranych gatunków rzadkich i średniolicznych, o niekorzystnym statusie ochronnym (zwanych gatunkami kluczowymi, patrz rozdział 4.1) lęgowych na obszarze farmy i w rejonach do niej przylegających.

Ogólny schemat badań

Kilkukrotne (przynajmniej 3-krotne) kontrole całości obszaru opracowania (w zależności od gatunku: samej farmy, względnie farmy z buforem 2 km; patrz niżej) w trakcie sezonu lęgowego połączone z mapowaniem spostrzeżeń docelowych gatunków ptaków.

Produkty

Oszacowania bezwzględnej liczebności lęgowych populacji wskazanych gatunków ptaków.

Protokół prac terenowych

Cenzusy powinny być prowadzone w okresie marzec–lipiec, według powszechnie przyjętych zasad inwentaryzacji ptaków lęgowych (m. in. Chylarecki et al. 2009, Mikusek 2005), a ich terminy dostosowane do biologii lęgowej poszczególnych gatunków oraz lokalnej specyfiki terenu.

Pomocne jest zaznaczanie na mapach już w okresie zimowym miejsc odpowiednich dla lęgów gatunków z predefiniowanej listy gatunków kluczowych, w tym zwłaszcza mokradeł (łącznie z olsami) i zbiorników wodnych zlokalizowanych w obrębie badanego terenu (żuraw, błotniaki, błaszkodziobe). W drzewostanach liściastych oraz zadrzewieniach pomocne jest prowadzenie zimowego lub wczesnowiosennego poszukiwania gniazd przed pojawianiem się ulistnienia. W przypadku kruka należy zwrócić uwagę na słupy napowietrznej trakcji wysokiego napięcia. Jednocześnie, jeśli znalezienie gniazd ptaków szponiastych, bociana czarnego i kruka nie będzie możliwe, wystarczające jest określenie zasięgu rewirów oraz żerowiska poszczególnych par. Zakres powierzchniowy i proponowane terminy cenzusu dla poszczególnych grup gatunków przedstawiono w tabeli 6.1.

Tabela 6.1. Specyfikacja kontroli w ramach cenzusu gatunków kluczowych. Powierzchnia A oznacza powierzchnię samej farmy (wyznaczonej przez zasięg skrajnych turbin z buforem 300 m). Powierzchnia B oznacza bufor 2 km wokół planowanej farmy.

Miesiąc	Specyfikacja
Luty	– wyszukiwanie gniazd ptaków drapieżnych i bociana czarnego w zadrzewieniach i

	lasach (pow. A + B)
Marzec	– kontrola nocna (sowy) (pow. A + B) – cenzus żurawia (od połowy marca, w zależności od przebiegu sezonu i lokalizacji) (pow. A + B) – cenzus bielika i kruka (pow. A + B) – kolonie lęgowe gawrona (pow. A + B)
Kwiecień	– kontrola nocna (sowy) (pow. A + B) – cenzus żurawia (pow. A + B) – cenzus gatunków szponiastych (pow. A + B) – cenzus kolonii lęgowych gawrona (pow. A + B) – cenzus innych gatunków kluczowych (pow. uzależniona od grupy systematycznej)
Maj	– kontrola nocna (chruściele – po 20 maja; pow. A) – cenzus innych gatunków kluczowych (pow. uzależniona od grupy systematycznej)
Czerwiec	– cenzus gatunków szponiastych (pow. A + B) – kontrola nocna (chruściele + lelek – po 20 czerwca; pow. A) – cenzus innych gatunków kluczowych (pow. uzależniona od grupy systematycznej)
Lipiec	– liczenie zasiedlonych gniazd bociana białego (pow. A + B)

W trakcie badań terenowych, należy zwrócić uwagę na prawdopodobieństwo gniazdowania ptaków na inwentaryzowanym obszarze, klasyfikując je z użyciem powszechnie stosowanego systemu (tab. 6.2), jako gniazdowanie możliwe, prawdopodobne lub pewne (Czapulak et al. 1987, Sikora et al. 2007).

Tabela 6.2. Kryteria klasyfikacji statusu lęgowego dla obserwacji ptaków w okresie lęgowym. Podane kryteria mają charakter ogólny i dla niektórych gatunków możliwe są ich uszczegółowienia i modyfikacje (patrz Chylarecki et al. 2009).

Kategorie statusu lęgowego / kryteria klasyfikacji i ich kody	
Gniazdowanie możliwe	
O	Pojedynczy ptak obserwowany w siedlisku lęgowym
S	Jednorazowa obserwacja śpiewającego lub odbywającego loty godowe samca
R	Obserwacja rodziny (jeden ptak lub para) z lotnymi młodymi
Gniazdowanie prawdopodobne	
P	Para ptaków obserwowana w siedlisku lęgowym
TE	Śpiewający lub odbywający loty godowe samiec stwierdzony przez co najmniej 2 dni w tym samym miejscu (zajęte terytorium) lub równoczesne stwierdzenie kilku samców w siedlisku lęgowym danego gatunku
KT	Kopulująca lub tokująca para
OM	Odwiedzanie miejsca nadającego się na gniazdo

NP	Niepokój sugerujący bliskość gniazda lub piskląt
PL	Plama lęgowa (u ptaka trzymanego w ręku)
BU	Budowa gniazda lub drążenie dziupli
Gniazdowanie pewne	
UDA	Ptaki dorosłe odwodzące od młodych, względnie atakujące obserwatora w ich obronie
GNS	Gniazdo nowe lub skorupy jaj z danego roku
WYS	Gniazdo wysiadywane
POD	Ptaki z pokarmem dla młodych lub odchodami piskląt
JAJ	Gniazdo z jajami
PIS	Gniazdo z pisklętami
MŁO	Młode zagniazdowniki nielotne lub słabo lotne albo podloty gniazdowników poza gniazdem

W przypadku niektórych gatunków, w trakcie kontroli niezbędne jest prowadzenie stymulacji głosowej celem polepszenia efektywności ich wykrywania (m.in. chruściele, lelek, sowy).

W przeciwieństwie do kontroli na punktach obserwacyjnych i transektach kontrole w ramach cenzusu gatunków lęgowych powinny być prowadzone w sprzyjających warunkach pogodowych, tak by zmaksymalizować wykrywalność gatunków z predefiniowanej listy.

Wszystkie wykryte stanowiska ptaków i ich rewiry powinny być precyzyjnie nanoszone na mapy w skali 1:10 000 lub 1:25 000.

6.5.5. Badania rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL (M4)

Cel

Uzyskanie wskaźników liczebności rozpowszechnionych gatunków ptaków lęgowych, porównywalnych z analogicznymi danymi referencyjnymi, reprezentatywnymi dla całego kraju.

Ogólny schemat badań

Badania polegają na wykonaniu dwukrotnych liczeń ptaków w granicach określonej liczby powierzchni próbnych, mających postać kwadratów 1 km x 1 km. W obrębie każdej powierzchni próbnej, liczenia ptaków wykonywane są z dwóch równoległych transektów wpisanych w kwadrat 1 km x 1 km. Każdy transekt ma 1 km długości. W trakcie przemarszu transektami, obserwator notuje wszystkie ptaki widziane lub słyszane, podziale na 4 strefy odległości od trasy przemarszu:

- do 25 m od transektu (po obu stronach),

- 25–100 m od transektu (po obu stronach),
- ponad 100 m od transektu (po obu stronach),
- ptaki w locie (w dowolnej odległości od linii transektu).

Jako takie, badania MPPL są specjalnym rodzajem badań transektowych, wyróżniających się standardową organizacją przestrzenną transektów (2x po 1 km, w granicach kwadratu 1 km x 1 km) i ograniczeniem liczby kontroli do 2 wizyt w trakcie sezonu lęgowego (pierwsza wizyta w terminie 10.04.-15.05.; druga – w terminie 16.05.-20.06., przy czym odstęp między kontrolami wynosić musi przynajmniej 4 tygodnie).

Produkty

Wskaźniki liczebności kilkudziesięciu najpowszechniej występujących gatunków ptaków. Wskaźniki charakteryzujące daną powierzchnię są porównywane z rozkładem wartości analogicznych wskaźników zebranych w takim samym sposób na reprezentatywnej próbie ogólnopolskiej, w ramach programu MPPL (próba referencyjna; patrz: www.monitoringptakow.gios.gov.pl).

Protokół prac terenowych

Tempo przemarszu wzdłuż transektu powinno wynosić ok. 30–40 minut/km (ok. 1–1,5 h na całość kontroli kwadratu). Uzyskanie tak wolnego tempa przemarszu nie jest trudne, biorąc pod uwagę, że obserwator często zatrzymuje się w celu zapisania obserwowanych ptaków. Obserwacje ptaków zapisywane są na zawczasu przygotowanych formularzach kontroli. Wzór takiego formularza jest przedstawiony w Załączniku 4. Kontrole powinny się rozpoczynać możliwie wcześnie rano, pomiędzy godziną wschodu słońca a godziną 09:00 rano.

Wyznaczanie powierzchni próbnych

Kwadraty 1 km x 1 km powinny być reprezentatywne dla powierzchni planowanej farmy lub określonego wydzielenia w ramach mpzp / suikzpg dla gminy. Z uwagi na możliwe zróżnicowanie przestrzenne walorów farmy, reprezentatywność powierzchni próbnych lepiej zapewnić stosując próbkowanie regularne (lub zbliżone do regularnego) niż próbkowanie losowe (które z reguły prowadzi do nierównomiernego rozmieszczenia powierzchni próbnych). W przypadku badań wykonywanych dla potrzeb raportów OOŚ, liczba powierzchni próbnych MPPL powinna być tak ustalona, by jedna powierzchnia przypadała na ok. 10 km² powierzchni farmy. Jednocześnie jednak nie powinna ona być mniejsza niż 3. Należy też pamiętać, powierzchnie wyznaczone dla potrzeb badań przedrealizacyjnych powinny być później wykorzystywane w trakcie badań porealizacyjnych (patrz rozdz. 9.2). Oznacza to konieczność zapisania współrzędnych ich narożników oraz punktów węzłowych transektów (koniec, początek, punkty zmiany kierunku) w systemie GPS. Wyznaczanie powierzchni próbnych MPPL dla potrzeb mpzp lub suikzpg dla gminy jest omówione w rozdz. 6.5.7.

Wyznaczanie transektów w obrębie powierzchni próbnej MPPL jest szczegółowo omówione w **instrukcji prac terenowych** programu MPPL (patrz: www.monitoringptakow.gios.gov.pl).

6.5.6. Identyfikacja zgrupowań i koncentracji (M5)

Cel

Wykrycie miejsc koncentracji dużych stad ptaków, głównie niełęgowych w granicach farmy, terminów ich występowania oraz maksymalnych liczebności.

Ogólny schemat badań

Kontrole terenu farmy przy okazji prowadzonych badań w modułach M1–M4 oraz terenów otaczających farmę w buforze 2 km – w ramach dedykowanych kontroli, głównie w okresie pozalęgowym.

Produkty

Lokalizacja miejsc koncentracji, gatunki występujące w tych zgrupowaniach, terminy występowania oraz charakterystyka ilościowa koncentracji.

Protokół prac terenowych

W trakcie badań przedrealizacyjnych należy prowadzić obserwacje całego obszaru planowanej inwestycji wraz z przylegającym buforem 2 km w celu wykrycia zgrupowań ptaków niełęgowych, które mogą nie zostać stwierdzone w trakcie obserwacji prowadzonych na transektach i z punktów. Kontrole te mają na celu wykrycie potencjalnych skupień (żerowiska, miejsca odpoczynku, noclegowiska) m.in. gęsi i innych blaskodziobych, bocianów (sejmiki), siewkowców, żurawi (złotowiska), krukowatych i szpaków, dla których znany jest potencjalnie negatywny wpływ farm wiatrowych. W okresie zimowym kontrole te służą rozpoznaniu zagęszczeń m.in. zimujących szponiastych.

Kontrolami należy objąć jeziora i inne zbiorniki wodne, w promieniu do 2 km od obszaru planowanej inwestycji. Mogą stanowić one miejsca skupisk kaczek, gęsi i innych ptaków wodnych, które mogą przemieszczać się nad obszarem planowanej inwestycji. Należy również zwrócić uwagę na miejsca potencjalnych noclegowisk ptaków. W tym celu należy zaplanować obserwacje przedwieczne, zwłaszcza w okresie dyspersji polęgowej i wędrówki jesiennej.

Należy również zwracać uwagę na umiejscowienie w pobliżu rozpatrywanej lokalizacji miejsc stałych koncentracji ptaków pochodzenia antropogenicznego, tj. wysypisk śmieci czy zakładów utylizacji odpadów mięsnych (ich położenie może mieć wpływ na wykorzystanie przestrzeni powietrznej m.in. przez mewy i szponiaste), czy punktów zrzutu podgrzanych wód do cieków i zbiorników wodnych.

Wszystkie obserwacje należy notować na mapach w skali 1: 10 000 lub 1: 25 000.

6.5.7. Specyfika badań przedrealizacyjnych dla potrzeb prognoz OOŚ

Badania terenowe wykonywane na etapie przedrealizacyjnym w ramach prognoz OOŚ dla mpzp lub suikzpg obejmują liczenia ptaków w modułach M1, M2 i M4. Specyfikę tych badań wyznacza rozmieszczenie przestrzenne powierzchni próbnych (w zależności od modułu: transektów, punktów obserwacyjnych, kwadratów 1 x 1 km). W każdym przypadku, część powierzchni próbnych jest zlokalizowana na obszarach, które są przewidziane (lub preferowane) jako tereny lokalizacji projektów wiatrowych, podczas gdy druga część jest zlokalizowana na terenach, na których nie przewiduje się realizacji takich przedsięwzięć. W granicach obu wydzielen liczenia prowadzone są w miejscach charakteryzujących się zbliżonym udziałem siedlisk (wskazanych w oparciu o zbliżone udziały odpowiednich form użytkowania gruntu, zidentyfikowane z użyciem danych Corine Landcover). Do planowania rozmieszczenia, liczby i długości transektów, punktów obserwacyjnych i powierzchni MPPL (M1, M2 i M4), zgodnie z zasadami przedstawionymi poniżej, używa się jedynie tych fragmentów wydzielen nie przeznaczonych pod rozwój energetyki wiatrowej, w obrębie których udział form użytkowania gruntów jest porównywalny (różnice określone na pierwszym poziomie kodowania CLC nie przekraczają 15%) z analogicznym udziałem w granicach wydzielenia przeznaczonego pod projekty wiatrowe.

Celem tak zaplanowanych badań jest porównawcza analiza charakterystyk awifauny w tak wskazanych wydzieleniach. Badania terenowe ograniczone są do pojedynczego sezonu lęgowego oraz pojedynczego okresu migracji jesiennej.

W przypadku, gdy dla danego obszaru w okresie do 5 lat wstecz zostało wykonane problemowe opracowanie ekofizjograficzne określające charakterystykę awifauny terenu, dla którego ma być uchwalony mpzp lub suikzpg, omawiane poniżej badania terenowe nie muszą być przeprowadzane.

Liczenia transektowe (M1). W ramach każdego z dwóch wydzielen kontrolowane są transekty o łącznej długości wyznaczanej w relacji do powierzchni wydzielenia, z zachowaniem dwóch poniższych reguł:

- stosunek długości transektów do powierzchni wydzielen kształtujący się w zakresie 1 km do 4–5 km²;
- minimalna łączna długość w obrębie każdego typu wydzielenia 3 km.

Planowane jest wykonanie 2 kontroli wiosennych oraz 2 kontroli jesiennych, w podanych niżej terminach:

- 20.04.–10.05.
- 11.05–30.05.
- 15.10–31.10.
- 01.11–15.11.

Liczenia z punktów obserwacyjnych (M2). Standardowe, godzinne liczenia wykonywane są z kilku punktów obserwacyjnych zlokalizowanych w obu analizowanych typach wydzieleń. Łączna liczba punktów powinna być planowana z uwzględnieniem dwóch poniższych zasad:

- przynajmniej jeden punkt obserwacyjny przypadający na 10 km² powierzchni wydzielenia;
- minimalna łączna liczba punktów obserwacyjnych wynosi trzy: dwa punkty zlokalizowane w granicach wydzieleń planowanych pod rozwój energetyki wiatrowej i jeden poza tak wskazanymi obszarami.

Liczba i terminy kontroli takie same jak kontroli w ramach modułu liczeń transektowych (M1).

Badania rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL (M4). Standardowe liczenia wykonywane dwukrotnie w trakcie pojedynczego sezonu lęgowego (w terminach przewidzianych w instrukcji badań MPPL; patrz rozdz. 6.5.5) na 3 powierzchniach 1 x 1 km. Dwie powierzchnie zlokalizowane na terenach planowanych jako obszary możliwej lokalizacji farm wiatrowych, jedna – poza tymi obszarami.

6.5.8. Specyfika badań przedrealizacyjnych dla potrzeb raportów OOŚ

Generalnie, realizacja badań wiąże się z wizytami (kontrolami) na powierzchni planowanej farmy wiatrowej i infrastruktury towarzyszącej składanymi w odstępach 7–14 dni przez okres przynajmniej 1 roku. W zależności od wielkości planowanej farmy, jedna wizyta może oznaczać 1 lub 2 osobodni pracy terenowej. W trakcie jednej kontroli wykonywane są liczenia ptaków przewidziane w modułach M1 i M2. Poza tym schematem regularnych kontroli, konieczne jest wykonanie dedykowanych badań w ramach modułów M3, M4 i M5.

Liczenia transektowe (M1). Łączna długość transektów powinna liczyć od 3 do 15 km, w zależności od wielkości farmy. Transekty powinny pokrywać równomiernie całą rozpatrywaną lokalizację i przebiegać przez występujące w granicach planowanej farmy biotopy reprezentatywne dla lokalizacji planowanych siłowni (z reguły siedliska użytkowane rolniczo). Poszczególne transekty nie powinny przebiegać bliżej niż 1,5 km od siebie. Należy starać się, by w granicach każdego osobnego płata

zlokalizować przynajmniej jeden transekt. Jednocześnie, przebieg i długość transektów powinny być – w połączeniu z rozmieszczeniem punktów obserwacyjnych – zaplanowane tak, by żadna z planowanych siłowni nie była położona dalej niż 3 km od fragmentu transektu lub punktu obserwacyjnego.

Należy pamiętać, że transekty wyznaczone dla potrzeb badań przedrealizacyjnych powinny być później wykorzystywane w trakcie badań porealizacyjnych (patrz rozdz. 9.2). Oznacza to konieczność zapisania koordynatów ich punktów węzłowych (koniec, początek, punkty zmiany kierunku) w systemie GPS.

Planowane jest wykonanie minimum 40 kontroli w cyklu rocznym. Terminy oraz częstotliwość kontroli są zestawione w tab. 6.3.

Tabela 6.3. Liczba zalecanych kontroli w modułach M1 i M2 oraz ich częstotliwość w poszczególnych miesiącach

Miesiąc	Zalecana liczba kontroli	Zalecana częstotliwość obserwacji
Styczeń	2	co 14 dni (± 3 dni)
Luty	2	co 14 dni (± 3 dni)
Marzec	4	co 7 dni (± 2 dni)
Kwiecień	4	co 7 dni (± 2 dni)
Maj	4	co 7 dni (± 2 dni)
Czerwiec	4	co 7 dni (± 2 dni)
Lipiec	3	co 10 dni (± 2 dni)
Sierpień	4	co 7 dni (± 2 dni)
Wrzesień	4	co 7 dni (± 2 dni)
Październik	4	co 7 dni (± 2 dni)
Listopad	3	co 10 dni (± 2 dni)
Grudzień	2	co 14 dni (± 3 dni)
Łącznie	40 kontroli	

Pora kontroli – w sezonie lęgowym (kwiecień–czerwiec) wskazane jest rozpoczynanie kontroli o wschodzie słońca, przy najwyższej aktywności głosowej terytorialnych ptaków. W pozostałych miesiącach kontrole transektów mogą być prowadzone naprzemiennie w różnych porach dnia, gdyż daje to wiele dodatkowych informacji o potencjalnym wykorzystywaniu powierzchni przez ptaki m.in. w trakcie wędrówki (np. noclegowiska, żerowiska).

Dopuszczalne jest naprzemienne wykonywanie kontroli transektów i punktów obserwacyjnych w trakcie jednej kontroli wykonywanej przez pojedynczego obserwatora.

Obserwacje gatunków o dużych rozmiarach ciała (patrz Załącznik 5) i dużych stad (w tym kierunek przemieszczania), a także wykryte przy okazji stanowiska lęgowe gatunków kluczowych powinny być nanoszone na mapy w skali 1:10 000 lub 1:25 000.

Liczenia z punktów obserwacyjnych (M2). W granicach planowanej farmy należy zlokalizować od jednego do 10 punktów obserwacyjnych, w zależności od wielkości obszaru. W obrębie każdego płata planowanej farmy wiatrowej powinien być zlokalizowany przynajmniej 1 punkt obserwacyjny. Przy dużych farmach, poszczególne punkty nie powinny być jednak oddalone więcej niż 5–6 km od siebie. W przypadku dużych zwartych lokalizacji punkty powinny być zaplanowane w siatce kwadratów 3x3 km (przy otwartym terenie) i gęściej w przypadku obecności kompleksów leśnych i zadrzewień. Rozmieszczenie punktów obserwacyjnych powinno być zaplanowane w połączeniu z planowaniem przebiegu i długości transektów tak, by żadna z planowanych siłowni nie była położona dalej niż 3 km od fragmentu transektu lub punktu obserwacyjnego.

Punkty powinny być umiejscowione w taki sposób, by umożliwiały szerokie pole widzenia – na otwartej przestrzeni, a jeśli topografia terenu na to pozwala, na wyniesieniu. Powinien także zostać założony w centralnej części płata lub w jej pobliżu. Jeżeli na powierzchni planowanej farmy wiatrowej znajdują się lasy lub zadrzewienia, punkty powinny być od nich oddalone tak, by widoczność nie była ograniczona.

Umiejscowienie punktów obserwacyjnych powinno być planowane zarówno z myślą o badaniach przedrealizacyjnych, jak i o badaniach porealizacyjnych. Optymalnym rozwiązaniem jest to samo ich usytuowanie w trakcie obu badań po to, by zebrane w terenie wyniki były w pełni porównywalne. Niewskazane jest zatem umiejscawianie punktów dokładnie w miejscu planowanego posadowienia turbin. Powinny one być tak umiejscowione, aby umożliwiały pokrycie wzrokiem całej powierzchni farmy wiatrowej wraz z jej infrastrukturą towarzyszącą.

Planowane jest wykonanie minimum 40 kontroli w cyklu rocznym, równoległe z liczeniami transektowymi (M1). Terminy oraz częstotliwość kontroli są zestawione w tab. 6.3.

Należy różnicować godziny rozpoczęcia kontroli na punktach (rano, południe, popołudnie, wieczór), gdyż pozwala to na uzyskanie wielu dodatkowych informacji o noclegowiskach, żerowiskach i innym sposobie wykorzystania powierzchni przez ptaki. W przypadku kilku punktów na powierzchni, wskazane jest rozpoczynanie kontroli zawsze od innego punktu. Generalnie, w okresie migracji wiosennej i jesiennej

liczenia z wszystkich punktów powinny być prowadzone możliwie wcześnie rano (przed liczeniami transektowymi), w porze maksymalnego nasilenia przelotu migracyjnego. W okresie lęgowym i dyspersji polęgowej natomiast bardzo ważne jest, by większość kontroli punktów obserwacyjnych miała miejsce nie wcześniej niż o 10:00 rano, obejmując porę największej aktywności ptaków drapieżnych (godziny okołopołudniowe).

Obserwacje gatunków o dużych rozmiarach ciała (patrz Załącznik 5) i dużych stad (w tym kierunek przemieszczania) powinny być nanoszone na mapy w skali 1:10 000 lub 1:25 000.

6.5.9. Notowanie ptaków w terenie i inne aspekty techniczne

W trakcie każdej kontroli terenu planowanej farmy wiatrowej, obserwowane ptaki powinny być zapisywane w sposób usystematyzowany, umożliwiając dalszą pracę z zebranymi danymi. W przypadku modułów M1, M2 i M4 niezbędne jest używanie specjalnie zaprojektowanych formularzy kontroli.

Nazwy gatunkowe obserwowanych ptaków powinny być zapisywane według schematu kodów stosowanego powszechnie w kraju (np. w MPPL; patrz Jakubiec 2003), co znacznie przyspiesza zapis obserwacji w terenie.

W przypadku ptaków wyłącznie słyszanych, kiedy nie ma możliwości określenia liczby przelatujących osobników, obserwacja taka powinna być opatrzona komentarzem w uwagach. Nie należy jednak rezygnować z zapisu takich obserwacji – muszą być one uwzględnione i odnotowane.

Także w przypadku braku możliwości oznaczenia gatunku ptaka identyfikujemy go do rodzaju, rodziny, rzędu lub w skrajnych przypadkach jako *Aves* nieoznaczony. W przypadku gatunków bardzo rzadkich podlegających orzeczeniom Komisji Faunistycznej Sekcji Ornitologicznej Polskiego Towarzystwa Zoologicznego, niezbędne jest zgłaszanie obserwacji do weryfikacji (<http://www.komisjafaunistyczna.pl>).

Przy każdej kontroli notujemy warunki pogodowe (np. schemat zgodny z metodyką MPPL) oraz godzinę rozpoczęcia i zakończenia obserwacji na punktach oraz na transektach.

W przypadku mieszanych stad, jeżeli uda nam się określić skład gatunkowy stada dokładnie (np. "100 COF + 50 COM"), to każdy z gatunków stanowi oddzielny rekord, a informację o stadzie zapisujemy w uwagach. Jeżeli nie było takiej możliwości (ptaki były za daleko lub jest za duży ruch w powietrzu), to zapisujemy stado mieszane np. "35 ANS FAB + ANS ALB, 280 COF + COM", itd. W tym przypadku, jeżeli uda się określić chociaż procentowo udział gatunków to taką informację zapisujemy w uwagach.

Ważną kwestią jest zapis ptaków stacjonarnych na punktach. Problem dotyczy m.in. skowronka polnego wykonującego loty godowe. Ze względu na to, że gatunek ten ulega kolizjom z turbinami (m.in. Dürr 2011, Zieliński i in. 2007, Hötter 2006), powszechne pomijanie informacji o liczbie terytorialnych ptaków należy uznać za błąd. Dlatego zalecane jest trzykrotne przeliczenie skowronków w trakcie każdej godziny kontroli na punktach w zasięgu wzroku i zapisanie najwyższego wyniku z uwzględnieniem stref wysokości.

W trakcie inwentaryzacji lęgowych ptaków kluczowych zapisywane powinny być wszystkie obserwacje tych gatunków z możliwie największą ilością szczegółów mogących ułatwić późniejszą analizę zebranego materiału. Powinna być oznaczona liczba osobników, jeśli to możliwe płeć i wiek, zachowanie wraz z ewentualnym kierunkiem przemieszczenia i wysokością oraz dokładne miejsce obserwacji. W przypadku stwierdzenia pewnego lęgu lub wysokiego prawdopodobieństwa gniazdowania (gniazdo z jajami, pisklętami, ptak z pokarmem lub materiałem na gniazdo, niepokój, zachowanie terytorialne, itp.; patrz tab. 6.2), obserwacje takie również powinny być szczegółowo odnotowane. Wszystkie wykryte stanowiska ptaków wraz z rewirami oraz wyniki kontroli nocnych powinny być precyzyjnie nanoszone na mapy w skali 1:10 000 lub 1:25 000 oraz dodatkowo mogą być rejestrowane przy zastosowaniu odbiorników GPS.

6.5.10. Zasady gromadzenia danych

Zbierane w terenie dane, rejestrowane na formularzach papierowych, powinny być wprowadzane – w analogicznej formie – do odpowiednio sformatowanego arkusza kalkulacyjnego. Obróbka danych nie zgromadzonych w formie cyfrowej jest po prostu niemożliwa, a nieprzemysłany format gromadzenia danych oznacza bardzo dużo pracy włożonej w przygotowanie materiałów do analiz. Warto wprowadzać dane do komputera zaraz po powrocie z liczenia – obserwator ma wówczas wiele szczegółów „na świeżo” w głowie i wiele niejasnych bądź omyłkowych zapisów jest w stanie wówczas zweryfikować. Plik z danymi powinien być zapisany także w formie kopii zapasowej na wypadek, gdyby główna baza danych uległa zniszczeniu.

7. Prezentacja danych w prognozach i raportach oceny oddziaływania na środowisko

7.1. Prezentacja danych w prognozach oceny oddziaływania na środowisko

7.1.1. Zagadnienia ogólne

Opracowanie ornitologiczne w ramach prognozy OOŚ zazwyczaj stanowi wydzieloną część dokumentu lub załącznik do niego. Podstawowym celem tej części dokumentacji strategicznej OOŚ jest dostarczenie danych umożliwiających odpowiedzi na dwa podstawowe pytania:

- Jakie są walory ornitologiczne terenów wyznaczonych jako przeznaczone (lub preferowane) pod lokalizację przedsięwzięć wiatrowych?
- Na ile różne są walory awifauny terenów wskazanych do realizacji projektów wiatrowych w porównaniu do walorów awifauny innych terenów w granicach obszaru opracowania o podobnej charakterystyce siedliskowej?

Głównym problemem będzie tu z reguły ograniczona ilość dostępnych danych pozwalających na rzetelną analizę powyższych kwestii. Tym bardziej jednak warto podkreślić, że wiarygodne oszacowania i porównania muszą się tu odwoływać do klarownie przedstawionych danych ilościowych, nie stwarzających dużego ryzyka rozbieżnych interpretacji. Zastosowanie znajdują tu ogólne zalecenia odnoszące się do prezentacji danych z raportów OOŚ (rozdz. 7.2). Podstawowym narzędziem będzie ilościowa analiza porównawcza charakterystyk terenów wskazanych jako przeznaczone pod lokalizację projektów wiatrowych oraz terenów wyłączonych z tego sposobu zagospodarowania.

7.1.2. Charakterystyka terenów przeznaczonych pod energetykę wiatrową

Prawidłowa interpretacja danych ornitologicznych prezentowanych w prognozach OOS wymaga porównawczego przedstawienia podstawowych charakterystyk terenów wskazanych do realizacji projektów wiatrowych oraz terenów pozostawionych jako przeznaczone do innych celów. Obejmują one:

- Powierzchnię obu typów wydzieleni. Dla prognoz OOS o zasięgu gminnym, w obrębie wydzielenia nie przeznaczonego pod rozwój energetyki wiatrowej należy tu wskazać zarówno powierzchnię całkowitą, jak i powierzchnię, która została użyta do planowania i realizacji porównawczych badań awifauny (tj. powierzchnię terenów o udziałach form użytkowania gruntów [kodowanych na pierwszym poziomie klasyfikacji CLC] porównywalnym z analogicznymi udziałami w granicach wydzielenia przeznaczonego pod rozwój energetyki wiatrowej; porównaj rozdz. 6.5.7)
- Udział powierzchniowy terenów objętych obszarowymi formami ochrony przyrody w granicach każdego z tych wydzieleni (ze szczególnym uwzględnieniem osop) oraz terenów wskazanych jako ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (Wilk et al. 2010) wraz z mapami ich rozmieszczenia w granicach wydzielenia oraz w 10-kilometrowym buforze wokół niego
- Udział powierzchniowy (ewentualnie liczbę) terenów wskazanych jako strefy ochrony ostoj, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania utworzonych dla gatunków ptaków w granicach wydzielenia oraz w 10-kilometrowym buforze wokół niego
- Charakterystykę form użytkowania gruntów w oparciu o dane Corine Land Cover (CLC) dla obu wydzieleni.
- Dla prognoz OOS o zasięgu gminnym: rozmieszczenie terenów stanowiących miejsca szczególnie atrakcyjne dla ptaków, w szczególności zbiorników wodnych, mokradeł, podmokłych łąk (szczególnie zalewowych), wysypisk śmieci, wielkoobszarowych pól, terenów ekstensywnie użytkowanych rolniczo (mapa).
- Dla prognoz OOS o zasięgu gminnym: rozmieszczenie miejsc ogniskujących przeloty ptaków (mapa).

7.1.3. Ilościowa charakterystyka awifauny terenów o zróżnicowanym przeznaczeniu

W przypadku prognoz OOS o zasięgu krajowym i regionalnym, dla każdego z dwóch typów wydzieleni należy przedstawić dane charakteryzujące:

- Liczbę stanowisk lub par lęgowych gatunków wskaźnikowych, względnie średnie, wielkoobszarowe zagęszczenia tychże gatunków;
- Rozmieszczenie miejsc koncentracji dużych stad ptaków przelotnych i zimujących (mapa) wraz maksymalnymi liczebnościami tych stad.

Natomiast w odniesieniu do prognoz OOS o zasięgu gminnym, dla każdego z dwóch typów wydzieleni należy przedstawić poniższe dane:

- Syntetyczne charakterystyki występowania i zagęszczeń ptaków lęgowych, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków kluczowych, obejmujące (tabela):

- o Nazwę gatunku
- o Najwyższa stwierdzona kategoria prawdopodobieństwa gniazdowania (tab. 6.2)
- o Frekwencję liczeń z punktów obserwacyjnych, w których stwierdzono dany gatunek
- o Średnia intensywność wykorzystania przestrzeni powietrznej (liczba osobników/h) notowane w ramach liczeń z punktów obserwacyjnych.
- o Średnie zagęszczenia notowane w ramach liczeń transektowych (liczba osobników/1 km transektu)
- Syntetyczne charakterystyki występowania ptaków stwierdzonych w ramach badań w protokole MPPL (dla wszystkich kwadratów w obrębie wydzielenia łącznie)
 - o Średnie z maksymalnych wyników liczeń dla poszczególnych gatunków stwierdzonych w tym module badawczym
 - o Średnia liczba stwierdzonych gatunków
- Syntetyczne charakterystyki występowania i zagęszczeń ptaków w okresie przelotu jesiennego, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków kluczowych, obejmujące (tabela):
 - o Nazwę gatunku
 - o Frekwencję liczeń z punktów obserwacyjnych, w których stwierdzono dany gatunek
 - o Średnia intensywność wykorzystania przestrzeni powietrznej (liczba osobników/h) notowane w ramach liczeń z punktów obserwacyjnych.
 - o Średnie zagęszczenia notowane w ramach liczeń transektowych (liczba osobników/1 km transektu)
- Wszelkie inne dostępne informacje o występowaniu gatunków kluczowych na obszarze opracowania; preferowane mapy z nałożoną siatką kwadratów nie większych niż 5 x 5 km.

7.1.4. Zestawienie informacji o pracach terenowych

W odniesieniu do prognoz OOS dla planów o zasięgu gminnym, dla każdego z dwóch wydzieleni należy przedstawić poniższe dane:

- łączna długość transektów, liczba punktów obserwacyjnych, liczba wskazanych powierzchni MPPL.
- Lokalizacja punktów obserwacyjnych, transektów i powierzchni (kwadratów) MPPL (mapa)
- Dla każdego punktu obserwacyjnego, transektu i kwadratu MPPL – zestawienie dat i godzin wykonanych kontroli (jako załącznik).

7.1.5. Identyfikacja zagrożeń dla awifauny i ich znaczenia

Należy wskazać możliwe zagrożenia dla awifauny wynikające z budowy i funkcjonowania farm wiatrowych na terenach przewidzianych do takiego zagospodarowania. Analizując rozmiary możliwych niekorzystnych oddziaływań na awifaunę oraz ryzyko wystąpienia znaczących oddziaływań należy uwzględnić wskazówki zawarte w rozdz. 7.2.10 i 7.2.11.

7.1.6. Proponowane działania minimalizujące i kompensujące

Możliwe do zastosowania działania minimalizujące powinny zostać opisane z wykorzystaniem zakresu informacji wskazanego w rozdz. 7.2.12. W tym bloku informacyjnym należy też rozważyć możliwość i realność ewentualnych działań kompensujących (w szczególności w znaczeniu wskazanym w art. 34 ustawy o ochronie przyrody), biorąc pod uwagę informacje zawarte w rozdz. 5.7.

7.2. Prezentacja danych w raportach oddziaływania na środowisko

7.2.1. Zagadnienia ogólne

Opracowanie ornitologiczne z reguły stanowi wydzieloną część raportu OOS lub załącznik do niego. Zadaniem tej części dokumentu jest umożliwienie czytelnikowi wyrobienia sobie zdania w dwóch kluczowych kwestiach:

- Jak cenny (unikatowy) jest teren planowanej farmy z uwagi na swe zasoby ornitologiczne?
- Jak duże zagrożenie dla tych zasobów stwarza realizacja planowanego przedsięwzięcia?

Rzetelna odpowiedź na tak postawione pytania generalne, wymaga przedstawienia w ornitologicznej części raportu OOS sporego materiału faktograficznego, poddanego uprzednio właściwej analizie i zaprezentowanego w czytelny i – w miarę możliwości – standardowy sposób. Należy tu zauważyć, że ilość danych zebranych w ciągu rocznych badań przedrealizacyjnych jest generalnie bardzo duża. W konsekwencji, bez syntetycznych zestawień informacji i przedstawienia ich w przejrzysty sposób umożliwiający uwypuklenie najistotniejszych walorów awifauny, niemożliwa jest rzetelna ocena rozpatrywanej lokalizacji. Standaryzacja prezentacji wyników jest bardzo wskazana z punktu widzenia potrzeb kompetentnego organu podejmującego decyzje o losie projektu farmy, gdyż pozwala na szybkie porównanie danych z różnych lokalizacji i zobiektywizowanie oceny i wniosków.

Przygotowując ornitologiczną część raportu OOS należy pamiętać, że przedstawione opracowanie powinno stanowić kompromis pomiędzy czytelną syntezą informacji a dokumentacją dla potrzeb weryfikacji przedstawionych danych. Walory syntetycznego przedstawiania danych są oczywiste. Z drugiej strony, należy pamiętać, że przedstawiona dokumentacja musi pozwalać kompetentnym organom na weryfikację przedstawionych charakterystyk awifauny czy sformułowanych prognozowań. Oznacza to konieczność zamieszczania informacji nie wchodzących w skład syntetycznych charakterystyk awifauny czy końcowych wniosków, ale spełniających potrzebę pełnej transparentności danych, oszacowań i wnioskowania.

Analiza danych ornitologicznych dla potrzeb dobrego raportu OOS stanowi spore wyzwanie, związane z obróbką relatywnie dużych zbiorów danych. O ile gromadzenie i niezbędna agregacja danych są w pełni możliwe z wykorzystaniem powszechnie używanego arkusza kalkulacyjnego, to dalsze analizy wymagają raczej zastosowania komercyjnych pakietów statystycznych, czy – dostępnego nieodpłatnie – pakietu R o ogromnych możliwościach statystycznej obróbki danych i ich wizualizacji.

Wszystkie generalizacje danych powinny być przedstawiane w formie: średnia, odchylenie standardowe (SD) lub błąd standardowy (SE), wielkość próby. W przypadku danych tworzących rozkłady dalekie od normalnego (przede wszystkim rozkłady silnie skośne) również mediana lub kwartale wyznaczające środkowe 50% rozkładu (używane do wykreślenia tzw. pudełek z wąsami), rzadziej minimum i maksimum. Wartościową charakterystyką jest też frekwencja (np. udział kontroli, w których stwierdzono dany gatunek).

Dobra charakterystyka awifauny wymaga też z reguły, by raportowane dane syntetyczne podsumowujące dane z dwóch głównych modułów (liczenia transektowe, liczenia z punktów

obserwacyjnych) były przedstawiane w rozbiciu na mniejsze zbiory, wyznaczone przez zastosowanie niżej podanych kryteriów:

- sezony fenologiczne w obrębie roku,
- grupy gatunków ptaków różniące się kolizyjnością (porównaj tab. 3.1),
- pułapy przelotów (lokalnych lub dalekodystansowych),
- w razie potrzeby – także mniejsze wydzielenia przestrzenne w granicach większej farmy.

Podział na sezony fenologiczne jest oczywisty z uwagi na duże zróżnicowanie awifauny w cyklu rocznym. Zasadne jest wyróżnianie pięciu okresów fenologicznych (w nawiasie podano orientacyjnie przyjęte terminy trwania poszczególnych okresów):

- migracja wiosenna (21.02.–20.04.)
- lęgowy (21.04.–20.06.)
- dyspersja polęgowa (21.06.–31.08)
- migracja jesienna (01.09.–20.11.)
- zimowanie (21.11.–20.02)

Większość ornitologów standardowo wyróżnia tylko cztery okresy fenologiczne, bez okresu dyspersji polęgowej. Warto jednak, przynajmniej w ramach eksploracyjnej fazy obróbki danych, osobno potraktować ten specyficzny (szczególnie w krajobrazie rolniczym) okres obejmujący orientacyjnie czas od końca czerwca do końca sierpnia. Łączenie pierwszej połowy tego okresu z okresem lęgowym, a drugiej z okresem migracji jesiennej jest zazwyczaj nieuzasadnione. W sytuacji, gdy istnieją dobre powody do wydzielania tylko czterech okresów, często bardziej uzasadnione okazuje się traktowanie tego okresu jako wędrówki jesiennej. W każdym przypadku, zaproponowane daty podziału na okresy fenologiczne mają charakter orientacyjny. Ostatecznie przyjęte daty podziału muszą wynikać ze wstępnej analizy danych z określonej lokalizacji (głównie tych zebranych w trakcie liczeń transektowych i liczeń z punktów obserwacyjnych) i muszą one zostać podane w raporcie OOS.

Podział na grupy gatunków jest uzasadniony małą informatywnością operowania sumami osobników wszystkich gatunków traktowanych łącznie. Przy sporym zróżnicowaniu cenności gatunków ptaków i ich podatności na kolizje, łączne ich traktowanie jest bezzasadne. Z drugiej strony, rozbijanie zestawień na ponad 100 gatunków stwierdzanych z reguły w danej lokalizacji jest niepraktyczne i uniemożliwia uzyskanie syntetycznego obrazu. Proponowany niżej podział obejmuje 6 grup:

- siewkowe
- szponiaste (drapieżne)
- pozostałe, w rozbiciu na 4 podgrupy
 - małe – masa do 120 g (głównie drobne ptaki z rzędu *Passeriformes*)
 - średnie 1 – masa od 121 do 400 g (głównie średnie ptaki z rzędu *Passeriformes*)
 - średnie 2 – masa 401 do 2000 g (duże ptaki z rzędu *Passeriformes*, małe *non-Passeriformes*)
 - duże – masa 2001 do 12000 g (głównie duże *non-Passeriformes*)

Taki podział wyróżnia grupy znane ze swej podwyższonej kolizyjności z turbinami siłowni wiatrowych (w szczególności ptaki drapieżne, także ptaki siewkowe oraz ptaki o dużych rozmiarach ciała). Klasyfikacja krajowych gatunków ptaków do tak wskazanych grup jest przedstawiona w Załączniku 5.

Jeżeli podział na 6 grup okaże się niepraktyczny w określonym zbiorze danych, możliwe jest łączenie grup, lub ich bardziej rozbudowany podział, przy silnym wskazaniu do utrzymania osobnego traktowania ptaków szponiastych (drapieżnych).

Dane dotyczące intensywności użytkowania przez ptaki przestrzeni powietrznej (zbierane w trakcie obserwacji z punktów) powinny być analizowane w podziale na trzy pułapy przelotu, odpowiadające przyjętemu (przy planowaniu badań i notowaniu obserwacji) podziałowi na strefę poniżej rotora, w obrębie zasięgu rotora i ponad rotorem siłowni.

Podział obszaru farmy na wydzielone, osobne obszary jednostkowe (płaty) jest uzasadniony, gdy istnieje bardzo wyraźne zróżnicowanie charakterystyk awifauny pomiędzy tak wyróżnionymi terenami. W praktyce oznacza to konieczność kilkukrotnego wykonania przynajmniej części wskazanych niżej analiz, przede wszystkim tych, które dokumentują przestrzenne zróżnicowanie walorów awifauny.

Opracowanie ornitologiczne w ramach OOS dla przedsięwzięcia powinno zawierać:

- Informację o parametrach farmy i turbin
- Informację o metodach badań terenowych
- Syntezę wyników uzyskanych w ramach każdego z głównych modułów badań terenowych
- Syntetyczną charakterystykę awifauny wykorzystującą informację z poszczególnych modułów
- Ocenę walorów lokalnej awifauny
- Identyfikację możliwych oddziaływań wynikających z budowy farmy
- Ocenę rozmiarów i znaczenia oddziaływań, w tym poziom śmiertelności
- Zalecane działania minimalizujące i kompensujące
- Propozycje zakresu monitoringu porealizacyjnego

Dokładna aranżacja i kolejność tak wskazanych bloków informacyjnych powinny być dostosowane do sytuacji i mają drugorzędne znaczenie, choć powinny być spójne z wymogami art. 66 ustawy OOS odnośnie struktury całego raportu OOS. Często uzasadnione może być np. omawianie metod prac terenowych osobno dla każdego modułu prac w obszarze, przed uzyskanymi wynikami. W dalszej części rozdziału omówiono dokładniej zakres informacji proponowanej do przedstawienia w poszczególnych blokach informacji.

7.2.2. Charakterystyka przedsięwzięcia

Prawidłowa ocena wpływu projektowanej farmy na ptaki wymaga dostępu do informacji o podstawowych parametrach technicznych przedsięwzięcia. Obejmują one następujące charakterystyki:

- Liczba turbin
- Lokalizacja poszczególnych turbin (mapa)
- Wymiary siłowni: wysokość wieży (wysokość posadowienia gondoli), średnica rotora
- Moc znamionowa siłowni
- Planowane oświetlenie siłowni (kolor, ciągłe/pulsujące, umiejscowienie, czy wszystkie siłownie będą w nie wyposażone? itd.)

- Powierzchnia farmy (mierzona jako wielokąt wypukły o minimalnej sumie długości boków *minimum convex polygon*) obejmujący siłownię z buforem 300 m oraz z buforem 2 km (zgrupowania siłowni oddzielone od siebie o więcej niż 2 km pomiędzy najbliższymi wiatrakami mogą być traktowane jako osobne wydzielienia (płaty))
- Długość nowo wybudowanych, utwardzonych dróg serwisowych; średnia szerokość tych dróg oraz ich przebieg (mapa)
- Sposób połączenia siłowni z istniejącą siecią elektroenergetyczną (przewody napowietrzne czy kable) ze szczególnym uwzględnieniem długości napowietrznej linii przesyłowej koniecznej do wykonania w celu przyłączenia farmy do istniejącej sieci przesyłowej
- Lokalizacja GPZ, masztów pomiarowych i innych urządzeń towarzyszących, wraz z ich kluczowymi parametrami wielkości
- Długość, przebieg i szerokość dróg tymczasowych, funkcjonujących na etapie budowy farmy, wraz czasem ich funkcjonowania
- Lokalizacja zaplecza budowlanego i powierzchni operacyjnych na etapie budowy farmy, wraz z ich kluczowymi parametrami wielkości i czasu funkcjonowania

Należy pamiętać, że napowietrzne linie przesyłowe są źródłem bardzo wysokiej śmiertelności ptaków, powodowanej kolizjami z przewodami oraz porażeniami prądem. Ocenia się, że średnio na kilometr linii przesyłowej ginie od kilkudziesięciu do ponad stu ptaków rocznie (Drewitt & Langston 2008). Dlatego bardzo ważne jest, by w ocenach oddziaływania farm wiatrowych na ptaki uwzględniać ewentualne skutki powstania nowych napowietrznych linii elektroenergetycznych. Jeżeli planowana napowietrzna linia przesyłowa jest traktowana jako odrębne przedsięwzięcie, wtedy jej oddziaływanie powinno być ocenione w ramach oddziaływań skumulowanych.

7.2.3. Ogólna charakterystyka awifauny

Ogólna, syntetyczna informacja o awifaunie obszaru inwestycji, sporządzana jest na podstawie wyników uzyskanych w toku realizacji wszystkich modułów badań terenowych. Powinna ona mieć postać tabelarycznej listy gatunków stwierdzonych w ramach badań, uporządkowanych w kolejności odpowiadającej powszechnie przyjętej systematyce ptaków. Dla każdego gatunku tabela powinna zawierać następujące informacje:

- Nazwa gatunkowa (polska i naukowa);
- Status występowania na terenie planowanej inwestycji, z wykorzystaniem następujących kategorii:
 - L (lęgowy w granicach obszaru badań, w oparciu o kryteria lęgowości stosowane w atlasach ornitologicznych (patrz tab. 6.2))
 - WL (występujący w okresie lęgowym, ale bez dowodów gniazdowania na obszarze badań; np. żerujący, przelatujący nad terenem);
 - P (występujący wyłącznie w okresie pozalęgowym, nie użytkujący terenu opracowania jako żerowiska, noclegowiska lub miejsca koncentracji);
 - WP (występujący wyłącznie w okresie pozalęgowym, wykorzystujący teren opracowania jako żerowisko, noc legowisko lub miejsce koncentracji).
- Najwyższa stwierdzona kategoria prawdopodobieństwa gniazdowania (A, B lub C [patrz tab. 6.2]; wyłącznie dla gatunków wskazanych jako L w poprzedniej rubryce);

- Frekwencja spotkań w kontrolach transektowych (w relacji do liczby kontroli; ewentualne kontrole realizowane przez dwa dni traktowane jako jedna);
- Frekwencja spotkań w kontrolach punktów obserwacyjnych (w relacji do liczby kontroli; jw.);
- Ocena liczebności lokalnej populacji lęgowej (dla gatunków kluczowych)
- Status wg załącznika I Dyrektywy Ptasiej;
- Objęcie ochroną strefową miejsc przebywania/gniazdowania wg rozporządzenia o ochronie gatunkowej
- Status SPEC (*Species of European Conservation Concern*) z wykorzystaniem kategorii 1–2 (BirdLife International 2004).
- Kategoria zagrożenia wg Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt (Głowaciński 2001).

Dodatkowo, ten podrozdział powinien zawierać również poniższe informacje:

- Wielkość obszaru badań ornitologicznych (powierzchnia w km² oraz mapa granic terenu badań)
- Łączna liczba gatunków kategoriach L, WL, P, WP (podsumowanie kolumny *status występowania* w tabeli)

7.2.4. Dane z modułu liczeń transektowych (M1)

7.2.4.1. Metodyka

W tym bloku powinny znaleźć się podane niżej informacje o zastosowanej metodyce prac terenowych:

- Lokalizacja transektów wraz z ich identyfikatorami oraz koordynatami ich punktów węzłowych (mapa i opis)
- Długość każdego transektu
- Zestawienie kontroli wszystkich transektów w postaci tabeli zawierającej:
 - o Datę kontroli
 - o Wskazanie (np. "1" lub "+" wykonania kontroli danego transektu w podanej dacie; ma to znaczenie przy kontrolach rozbijanych na dwa dni lub pominięciu części transektów w jakiejś kontroli)
 - o Godziny rozpoczęcia i zakończenia kontroli transektowych w danym dniu.

7.2.4.2. Wyniki

W tym bloku powinny znaleźć się podane niżej wiadomości syntetyzujące informację o wynikach prac terenowych:

- Sumy generalne:
 - łączna liczba stwierdzonych osobników
 - łączna liczba stwierdzonych gatunków
 - łączna liczba kontroli (ma znaczenie przy odstępstwach od zalecanej liczby kontroli)
 - łączna liczba skontrolowanych kilometrów (teoretycznie liczba kontroli * sumaryczna długość transektów; przy pominięciu niektórych transektów w czasie niektórych kontroli jest odmienna od teoretycznej).

Powyższa informacja może mieć postać jednego zdania "W trakcie badań prowadzonych w tym module odnotowano występowanie X ptaków z Y gatunków w Z kontrolach transektów o łącznej długości V km"

- Tabela (jako załącznik) zawierająca poniższe informacje:
 - Nazwa gatunku
 - Średnie zagęszczenie [os./km transektu] w kolejnych kontrolach (bez SE, dokładność 2 miejsca po przecinku)
 - Frekwencja kontroli ze stwierdzonym gatunkiem (dla całego roku i w podziale na okresy fenologiczne).
- Analiza ogólnych zagęszczeń:
 - Rozkład łącznych zagęszczeń (os/km) w roku (wykres), może być w rozbiciu na wyróżnione sezony fenologiczne, dla każdego charakterystyki opisowe (średnia, SE)
 - Wykres dynamiki zagęszczeń (średnia, SE) w podziale na kontrole
 - Wykres dynamiki udziału ptaków lecących w podziale na kontrole
 - Udział poszczególnych grup gatunków w całości i w rozbiciu na sezony fenologiczne (tabela lub wykres)
- Analiza bogactwa gatunkowego:
 - łączna liczba gatunków stwierdzonych, przy podanej liczbie kontroli i liczbie km transektów * kontrola;
 - Wykres przedstawiający zrandomizowaną krzywą kumulacji gatunków (zrandomizowana z użyciem nieodpłatnie dostępnego programu EstimateS [Colwell 2006]) jako funkcji liczby kontroli transektów jednostkowych lub kontroli całości terenu. Na wykresie przedstawione estymatory *Mao tau* i *Chao1* (patrz Ramka 6.1 oraz ryc. 6.2 i 6.3).
- Analiza zagęszczeń ptaków drapieżnych i dużych (w rozbiciu na te grupy)
 - Rozkład łącznych zagęszczeń (os/km transektu) w roku (wykres), może być w rozbiciu na wyróżnione sezony fenologiczne, dla każdego charakterystyki opisowe (średnia, SE)
 - Udział poszczególnych gatunków w całości i w rozbiciu na sezony fenologiczne (tabela lub wykres)
 - Wykres dynamiki zagęszczeń ptaków drapieżnych i dużych w podziale na kontrole

7.2.5. Dane z modułu liczeń z punktów obserwacyjnych (M2)

7.2.5.1. Metodyka

W tym bloku powinny znaleźć się podane niżej informacje o zastosowanej metodyce prac terenowych:

- Lokalizacja punktów obserwacyjnych wraz z ich identyfikatorami oraz koordynatami (mapa i opis)

- Zestawienie kontroli wszystkich punktów (sesji obserwacyjnych) w postaci tabeli zawierającej:
 - o Datę kontroli (sesji)
 - o Wskazanie (np. "1" lub "+" wykonania sesji w danym punkcie w podanej dacie; ma to znaczenie przy kontrolach rozbijanych na dwa dni lub pominięciu części punktów w jakiejś kontroli)
 - o Godziny rozpoczęcia i zakończenia sesji obserwacyjnych w danym dniu.

7.2.5.2. Wyniki

W tym bloku powinny znaleźć się podane niżej wiadomości syntetyzujące informację o wynikach prac terenowych:

- Sumy generalne:
 - łączna liczba stwierdzonych osobników
 - łączna liczba stwierdzonych gatunków
 - łączna liczba 1-godzinnych sesji obserwacyjnych (ma znaczenie przy odstępstwach od zalecanej liczby kontroli)
 - łączna liczba godzin obserwacji z punktów (teoretycznie liczba kontroli * sumaryczna liczba punktów; przy pominięciu niektórych punktów w czasie niektórych kontroli jest odmienna od teoretycznej).

Powyższa informacja może mieć postać jednego zdania "W trakcie badań prowadzonych w tym module odnotowano występowanie X ptaków z Y gatunków w Z godzinnych sesji obserwacyjnych o łącznym czasie trwania V godzin".

- Analiza ogólnej intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej:
 - Rozkład łącznych intensywności (os/h) w roku (wykres), może być w rozbiu na wyróżnione sezony fenologiczne, dla każdego charakterystyki opisowe (średnia, SE)
 - Wykres dynamiki intensywności (średnia, SE) w podziale na dekady
 - Udział poszczególnych grup gatunków dla całości okresu badań i w rozbiu na sezony fenologiczne
 - Wykres/tabela: udział osobników (wszystkie gatunki) obserwowanych na określonym pułapie w podziale na sezony fenologiczne
 - Wykres/tabela: udział osobników obserwowanych na określonym pułapie w rozbiu na grupy gatunków
- Tabela (jako załącznik) zawierająca poniższe informacje:
 - Gatunek
 - Średnia intensywność [osobników/h sesji] w kolejnych okresach fenologicznych (bez SE)
 - Frekwencja kontroli ze stwierdzonym gatunkiem (dla całego roku i w podziale na okresy fenologiczne)
 - Frekwencja sesji ze stwierdzonym gatunkiem (dla całego roku i w podziale na okresy fenologiczne)

- Analiza bogactwa gatunkowego:
 - łączna liczba gatunków stwierdzonych, przy podanej liczbie kontroli i łącznym czasie trwania sesji;
 - Wykres przedstawiający zrandomizowaną krzywą kumulacji gatunków (zrandomizowana z użyciem nieodpłatnie dostępnego programu EstimateS [Colwell 2006]) jako funkcji liczby sesji lub kontroli całości terenu. Na wykresie przedstawione estymatory *Mao tau* i *Chao1* (patrz Ramka 6.1: ryc. 6.2 i ryc. 6.3).
- Analiza intensywności przelotów ptaków drapieżnych i dużych (w rozbiu na te grupy):
 - Rozkład łącznych intensywności (os/h) w roku, może być w rozbiu na wyróżnione sezony fenologiczne, dla każdego charakterystyki opisowe (średnia, SE)
 - Udział poszczególnych gatunków w całości i w rozbiu na sezony fenologiczne
 - Wykres dynamiki intensywności (średnia, SE) dla ptaków drapieżnych i dużych w podziale na kontrole

7.2.6. Wyniki cenzusu lęgowych gatunków kluczowych (M3)

7.2.6.1. Metodyka

W tym bloku powinny znaleźć się podane niżej informacje o zastosowanej metodyce prac terenowych:

- Obszar, do którego odnoszą się oceny (mapa ze wskazaniem granic, łączna powierzchnia w km²)
- łączna liczba kontroli
- Stosowanie (w tym przyjęta metodyka) stymulacji głosowej
- Tabela zawierająca zestawienie
 - o Data kontroli
 - o Godziny kontroli
 - o Zakres inwentaryzowanych gatunków

7.2.6.2. Wyniki

Podstawowe zestawienie wyników uzyskanych w tym module powinno zawierać poniższe dane:

- Tabela zawierająca następujące informacje:
 - Gatunek
 - Stwierdzona liczba par (może być w rozbiu na kategorie prawdopodobieństwa gniazdowania wg kryteriów atlasowych (tab. 6.2)
 - Zagęszczenie na 100 km²
- Mapy z rozmieszczeniem stanowisk (gniazd lub rewirów) gatunków z tej grupy.

7.2.7. Wyniki badań rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL (M4)

7.2.7.1. Metodyka

- Liczba wskazanych kwadratów (powierzchni próbnych)
- Lokalizacja kwadratów na mapie
- Dla każdego kwadratu daty i godziny kontroli
- Przebieg transektów na mapie, ze wskazaniem koordynatów punktów węzłowych

7.2.7.2. Wyniki

- Indywidualnie dla każdego kwadratu:
 - Tabela zawierająca poniższe informacje:
 - o Gatunek
 - o Maksymalny wynik liczenia z dwóch kontroli
 - Suma gatunków w obu kontrolach
 - Suma maksymalnych wyników liczenia dla wszystkich gatunków
 - Udziały kategorii siedlisk na 1 poziomie opisu siedlisk wg instrukcji MPPL
 - Liczba gatunków
- Dla wszystkich kwadratów łącznie:
 - Tabela zawierająca poniższe informacje:
 - o Gatunek
 - o Średni maksymalny wynik liczenia
 - Średnia z sumy osobników (maksymalnych wyników liczenia) dla każdego kwadratu
 - Średnie udziały siedlisk wg kategoryzacji poziomu 1 opisu siedlisk wg instrukcji MPPL
 - Średnia liczba gatunków
 - Unikatowość próby kwadratów na tle próby referencyjnej (ogólnokrajowa próba kwadratów MPPL o podobnej charakterystyce siedliskowej), w postaci tabeli zawierającej następujące dane dla 10 najbardziej unikatowych gatunków
 - o gatunek
 - o percentyl rozkładu w próbie referencyjnej wyznaczony przez średni maksymalny wynik liczenia tego gatunku w próbie powierzchni MPPL w granicach farmy (patrz Ramka 4.1).

7.2.8. Wyniki badań zgrupowań i koncentracji (M5)

7.2.8.1. Metodyka

- Daty i godziny kontroli terenowych
- Wskazanie granic obszaru objętego wyszukiwaniami na mapie.

7.2.8.2. Wyniki

- Wskazanie gatunków wykazujących duże koncentracje
- Dla każdego ze wskazanych gatunków:
 - o Kryteria wyróżniania dużych koncentracji

- o Miejsca i terminy występowania dużych koncentracji
- o Maksymalne liczebności
- o Charakter koncentracji (np. żerowiskowe, noclegowiskowe).

7.2.9. Waloryzacja powierzchni farmy

W ramach tego bloku informacyjnego powinna być omówiona wartość lokalnej awifauny, oceniona na podstawie wyników z poszczególnych modułów. W ramach tej analizy należy uwzględnić m.in. następujące charakterystyki awifauny, z zachowaniem podziału na okresy fenologiczne:

- Bogactwo gatunkowe – duże czy małe na tle ogólnokrajowym i regionalnym?
- Występowanie kluczowych gatunków - jakie to gatunki, jakie są ich charakterystyki występowania; wskazane osobne podrozdziały lub akapity poświęcone poszczególnym gatunkom
- Występowanie gatunków kolizyjnych (patrz tab. 3.1) – szczególnie ptaki drapieżne i ptaki duże (wg kategoryzacji przyjętej w tym rozdziale).
- Występowanie dużych koncentracji ptaków (kolonii lęgowych i koncentracji w okresie pozłogowym)
- Interpretacja stwierdzonych natężeń użytkowania przestrzeni powietrznej, ze szczególnym uwzględnieniem okresów przelotów dalekodystansowych oraz użytkowania przestrzeni przez ptaki drapieżne i duże w okresie całego roku
- Podsumowanie - unikatowość awifauny obszaru projektowanej farmy
 - Jakie gatunki i ich zagęszczenia są wyróżniające w skali regionu i w skali kraju?
 - Unikatość gatunków rozpowszechnionych wg danych MPPL

7.2.10. Identyfikacja zagrożeń

W ramach tej części opracowania należy wskazać i omówić zidentyfikowane czynniki niekorzystnych oddziaływań planowanej farmy na awifaunę. W tym celu warto wykorzystać m. in. informacje zawarte w rozdziale 3 niniejszych wytycznych oraz we wskazanej tam literaturze przedmiotu. Autorzy raportu OOS powinni również wskazać, które gatunki spośród występujących na terenie badań są szczególnie narażone na poszczególne rodzaje niekorzystnych oddziaływań. Identyfikacja takich gatunków powinna wskazywać przesłanki takiej oceny, np. wskazanie stosownych publikacji i opracowań lub odwołanie do własnych doświadczeń.

7.2.11. Ocena rozmiarów zagrożeń i ich znaczenia

W tym bloku informacyjnym należy podjąć próbę oceny rozmiarów zidentyfikowanych zagrożeń dla awifauny. Preferowane są tu oceny ilościowe, odwołujące się do informacji, technik i narzędzi omówionych w rozdziale 5 niniejszych wytycznych. Wszystkie takie prognozowania powinny być wyprowadzone w klarowny sposób, ze wskazaniem wartości wejściowych i opisem użytych zależności funkcyjnych oraz wskazaniem źródła przyjętych wartości. Wybrane alternatywne scenariusze powinny być opisane ze wskazaniem przesłanek ich wyboru. W szczególności, przy prognozowaniu

natężenia kolizji z wykorzystaniem tzw. modeli mechanicznych, konieczne jest przedstawienie przyjętych wartości parametrów modelu, ze szczególnym uwzględnieniem współczynników unikania dla poszczególnych gatunków.

Dla najcenniejszych gatunków (patrz rozdz. 4.1) zidentyfikowanych jednocześnie jako narażone na niekorzystne oddziaływania farmy warto podjąć próbę ilościowego oszacowania ryzyka wystąpienia oddziaływań znaczących, związanych z ewentualnymi kolizjami. W tym celu należy wykorzystać narzędzia prognozowania demograficznego, np. analizę żywotności populacji lub skonfrontować prognozowania śmiertelności z obliczonym poziomem bezpiecznego pozyskania (patrz rozdz. 5.5). Każda tego typu analiza powinna zawierać zestawienie przyjętych wartości parametrów wejściowych wraz z uzasadnieniem przyjęcia takich ich wartości.

Oceny eksperckie, nie wykorzystujące danych ilościowych do prognozowania rozmiarów niekorzystnych oddziaływań powinny jasno wskazywać, na podstawie jakich przesłanek, danych i metod wygenerowane zostały ostateczne opinie o możliwości lub - alternatywnie - niskim prawdopodobieństwie wystąpienia znaczącego oddziaływania. W nawiązaniu do zasady przezorności należy wskazać, na podstawie jakich informacji możliwe było, w nawiązaniu do istniejących wyników badań, praktyczne wyeliminowanie ryzyka wystąpienia negatywnych oddziaływań.

Końcowa ocena ryzyka wystąpienia znaczących oddziaływań musi uwzględniać ewentualne oddziaływania skumulowane wynikające z istnienia lub planowanej budowy innych farm wiatrowych w okolicy analizowanego parku wiatrowego. Należy też rozważyć i uwzględnić możliwość kumulacji oddziaływań wynikających z realizacji innych inwestycji oddziałujących na lokalną awifaunę – np. budowy autostrady, istnienia lub budowy napowietrznej linii elektroenergetycznej itd.

Ocena powinna też wskazywać obszary niewiedzy zidentyfikowane w kontekście wykonywanych prognozowań wpływu przedsięwzięcia na ptaki i oszacowania znaczenia tego wpływu.

7.2.12. Proponowane działania minimalizujące i kompensujące

Zaproponowane działania minimalizujące powinny zostać opisane ze wskazaniem następujących informacji:

- Na czym polega proponowane działanie?
- Jakich gatunków ono dotyczy?
- Jakie są przesłanki jego użycia? Czy było ono już stosowane w innych lokalizacjach? Jaka była jego efektywność? (z podaniem literatury przedmiotu)
- Zakres stosowanego działania w czasie i przestrzeni – gdzie i kiedy powinno ono być zaaplikowane?
- Określenie terminu wdrożenia (np. 3 miesiące przed oddaniem farmy do eksploatacji)
- Określenie systemu monitoringu efektywności danego działania i podmiotu odpowiedzialnego za jego wdrożenie wraz z zakresem i częstotliwością raportowania
- Wskazanie opcji i ścieżek decyzyjnych w przypadku stwierdzenia braku efektywności wdrożonego działania.

W analogiczny sposób powinny zostać opisane ewentualne działania kompensujące. Należy przy tym zwrócić uwagę, by były one spójne z kryteriami kompensacji opisanymi w wytycznych Komisji Europejskiej (2007) dla obszarów Natura 2000. Wprawdzie wytyczne te są bezpośrednio

przeznaczone do osop i w tym przypadku nie będą miały literalnego zastosowania (patrz rozdz. 5.7), ale opisane tam zasady formułowania programu działań kompensujących mają w dużej części zastosowanie uniwersalne.

8. Dobre praktyki w ocenach oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki

8.1. Podstawowe błędy i braki w prognozach i raportach oddziaływania na środowisko

Wytyczne stanowią jedynie zestaw zaleceń i dobrych praktyk. Jednak ich przestrzeganie pozwala spełnić warunki podejmowania tzw. poinformowanej decyzji odnośnie możliwych skutków realizacji farmy wiatrowej w danej lokalizacji. Z drugiej strony, istnieje też zestaw informacji krytycznej, bez której nie jest możliwe właściwe lub rzetelne prognozowanie oddziaływań i wydawanie racjonalnych – opartych na wiedzy i faktach – decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz zatwierdzanie dokumentów planistycznych. W dalszej części rozdziału wymieniamy przykładowe braki w prognozach OOŚ i raportach OOŚ, które powinny stanowić podstawę wezwania do uzupełnień tychże dokumentów, a w ekstremalnych przypadkach braku uzgodnień dla stosownych wniosków o wydanie decyzji środowiskowych.

Zdarzające się w opracowaniach ornitologicznych błędy i braki powstają na wszystkich etapach prac wykonywanych w ramach OOŚ: na etapie projektowania prac terenowych, realizacji prac terenowych, analizy danych i prezentacji danych w prognozie czy raporcie oddziaływania na środowisko.. Błędy popełnione na etapie programowania i realizacji prac terenowych będą z reguły wymagać dodatkowego sezonu (lub wręcz roku) badań terenowych, podczas gdy błędy popełnione na późniejszych etapach prac mają zazwyczaj charakter usterek, możliwych do skorygowania w ramach poprawek lub uzupełnień opracowania.

Prognozy OOŚ o zasięgu krajowym lub regionalnym, które nie zawierają niżej zestawionych danych, należy uznać za sporządzone niewłaściwie.

- Przedstawienie granic osop w połączeniu z rozmieszczeniem obszarów wskazanych do rozwoju energetyki wiatrowej na mapie
- Zestawienie informacji o rozmieszczeniu stref ochrony ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania utworzonych dla gatunków ptaków w granicach obszaru opracowania
- Porównawcze zestawienie charakterystyk obszarów wskazanych jako preferowane dla rozwoju energetyki wiatrowej oraz pozostałych obszarów, obejmujące:
 - o powierzchnię osop w granicach wydzielenia oraz buforze 10 km wokół jego granic
 - o powierzchnię lub liczbę stref ochrony ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania w granicach wydzielenia oraz buforze 10 km wokół jego granic.

Prognozy OOŚ dla obszaru gminy, które nie spełniają niżej wymienionych warunków minimalnych należy uznać za sporządzone niewłaściwie.

- Przeprowadzenie terenowych badań przedrealizacyjnych w zakresie opisanym w rozdz. 4.2.2 (w przypadku braku opracowania ekofizjograficznego wykonanego w okresie 5 lat poprzedzających prognozę i zawierającego charakterystykę awifauny terenu objętego mpzp lub suikzpg; patrz rozdz. 6.5.7).
- Jednoznaczna informacja o istnieniu lub braku istnienia stref ochrony ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania utworzonych dla gatunków ptaków w granicach obszaru opracowania oraz buforze 10 km od jego granic.
- Przedstawienie charakterystyk awifauny reprezentatywnych zarówno dla obszaru wskazanego do realizacji projektów wiatrowych jak i dla obszarów nie przewidzianych do rozwoju energetyki wiatrowej. Dla obu wydzieleni, charakterystyki powinny być przedstawione w porównywalnym zakresie parametrów i z porównywalną dokładnością.

Raporty OOŚ, które nie spełniają niżej wymienionych warunków progowych dotyczących zaprojektowania i wykonania badań przedrealizacyjnych należy uznać za sporządzone niewłaściwie, z uwagi na brak dostatecznych podstaw do formułowania ocen wpływu inwestycji na ptaki.

- Przeprowadzenie przynajmniej rocznych badań terenowych awifauny obszaru projektowanej farmy, pozwalających na uzyskanie danych zestawionych w rozdz. 4.2.3, w szczególności pozwalających uzyskać ilościowe dane o bogactwie gatunkowym, charakterystykach występowania gatunków w cyklu rocznym oraz indeksach intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej w cyklu rocznym.
- Pominięcie w badaniach terenowych części farmy skutkujące faktem, że w odległości 3 km od lokalizacji dowolnej siłowni nie znajduje się punkt obserwacyjny lub fragment transektu
- Przy stosowaniu metodyki prezentowanej w niniejszych wytycznych – pominięcie w badaniach terenowych części kontroli w module M1 lub M2 prowadzące do powstania przerwy w obserwacjach dłuższej niż 2 kontrole pod rząd lub wykonania mniej niż 35 kontroli łącznie (porównaj tab. 6.3).

Zarówno prognozy OOŚ jak i raporty OOŚ w części dotyczącej walorów awifauny i możliwego wpływu na populacje ptaków powinny być zrealizowane przez wykonawców o wystarczających kwalifikacjach merytorycznych, nie mniejszych niż opisane poniżej.

- Badania terenowe powinny być wykonane przez doświadczonego obserwatora ptaków, mogącego się wykazać kilkuletnim doświadczeniem w ilościowych badaniach awifauny; nazwiska wykonawców prac terenowych powinny być podane w opracowaniu.
- Analiza danych, ocena walorów awifauny i ocena zagrożeń powinny być wykonane przez doświadczonego ornitologa, mogącego się wykazać publikacjami z powyższego zakresu w czasopiśmie naukowych lub opracowaniach książkowych o dystrybucji ogólnokrajowej lub szerszej.

Opracowania (ekspertyzy) ornitologiczne wykonywane na użytek pełnej prognozy OOŚ lub raportu OOŚ często są jedynie streszczane w zasadniczym dokumencie ocenowym. Dobrą, bardzo polecaną i rekomendowaną praktyką jest jednak załączanie ich, w postaci aneksów, do ostatecznego raportu OOŚ lub prognozy OOŚ. Pozwala to na rozwianie szeregu wątpliwości pojawiających się przy lekturach zasadniczych dokumentów, które z natury rzeczy, nie powinny być przetwarzane informacją w swej części wiodącej, której zakres precyzuje ustawa OOŚ.

Doświadczenia ostatnich lat wskazują, że duża część raportów OOS, w swej części dotyczącej oceny walorów awifauny i wpływu na populacje ptaków – kwalifikuje się do rozległych poprawek i uzupełnień, a nierzadko do odrzucenia. Najczęściej spotykane błędy dyskwalifikujące raport OOS obejmują m.in.:

- Brak ilościowej informacji o natężeniu wykorzystania przestrzeni powietrznej farmy przez ptaki w cyklu rocznym, w szczególności przez ptaki szponiaste
- Brak wyników reprezentatywnych badań natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej (moduł M2) prowadzonych wiosną i latem w godzinach podstawowej aktywności ptaków szponiastych (10:00-15:00).
- Zaniżanie wskaźników liczebności i bogactwa gatunkowego awifauny, odzwierciedlające brak wystarczających kwalifikacji terenowych wykonawcy liczeń ptaków. Podstawą identyfikacji takiego faktu mogą być dane rażąco odstające od ustalonych w literaturze przedmiotu zależności pomiędzy bogactwem gatunkowym a wielkością obszaru badanego (lub miarami wysiłku na prace terenowe) lub od wzorców współwystępowania określonych gatunków ptaków w przestrzeni.
- Pominięcie informacji o wyznaczonych dla ptaków strefach ochrony ostoi, miejsc rozrodu lub regularnego przebywania w buforze 2 km od projektowanej farmy
- Niedostateczna prezentacja uzyskanych danych w czytelnej postaci (brak kluczowych informacji w raporcie OOS)
- Brak oszacowania śmiertelności ptaków w wyniku kolizji (np. oszacowania wykorzystującego zależności przedstawione w ramce 5.1 do prognozowania zakresów możliwej liczby ofiar).
- Rażąca nieadekwatność wniosków i ocen do przedstawionych danych
- Brak ocen skumulowanych uwzględniających istnienie w buforze 10 km innych aktywnych farm lub toczących się postępowań administracyjnych w sprawie wydania decyzji środowiskowej dla kolejnych farm wiatrowych.

Częste błędy związane z prezentacją danych w raportach OOS obejmują m.in.:

- Brak informacji o wielkości powierzchni objętej badaniami ornitologicznymi, długości transektów, liczbie punktów obserwacyjnych, liczbie powierzchni kontrolowanych w standardzie MPPL.
- Brak zestawienia danych o terminach i godzinach wykonania kontroli terenowych w ramach poszczególnych modułów M1 (liczenia z transektów), M2 (liczenia z punktów obserwacyjnych) oraz M3, M4 i M5 (w postaci załącznika)
- Brak zestawienia dokładnych danych źródeł informacji przywołanych w tekście, pozwalających na dotarcie do tych źródeł. Powołanie się w tekście raportu na określoną publikację (np. "jak to wykazał Kowalski (2004)") musi być połączone ze wskazaniem pełnych danych bibliograficznych wskazanego opracowania w zestawieniu wykorzystanych źródeł na końcu prognozy OOS, raportu OOS lub jego części
- Przeliczanie danych o liczebnościach ptaków uzyskanych w trakcie badań transektowych (M1) oraz badań w standardzie MPPL (M4) na zagęszczenia ptaków (liczba osobników lub par na jednostkę powierzchni)
- Uwzględnianie w danych dotyczących intensywności użytkowania przestrzeni powietrznej (moduł M2 terenowych badań przedrealizacyjnych) także obserwacji ptaków widzianych lub

słyszanych w trakcie tych obserwacji, ale nie przemieszczających się w powietrzu (np. obserwacje śpiewających świerszczaków słyszanych w trakcie sesji obserwacyjnej)

- Nieuwzględnianie obserwacji w kategoriach lęgowości: prawdopodobne i możliwe (wg tab. 6.2) w ocenach liczebności gatunków kluczowych. Oczywiście, nie oznacza to sugestii automatycznego traktowania obserwacji w kategorii A lub B jako odnoszących się do ptaków rzeczywiście lęgowych. Takie obserwacje powinny być jednak szczegółowo przeanalizowane, a terytoria/stanowiska kwalifikujące się jako gniazdowanie prawdopodobne powinny być w większości przypadków uwzględniane w ocenach liczebności lokalnych populacji lęgowych.
- Brak dokładnych, jednoznacznych informacji o pochodzeniu oszacowań podanych w tekście raportu OOŚ, z podaniem źródeł danych, wykorzystanych zależności i algorytmów. Wszystkie przedstawione w tekście końcowe oceny powinny być możliwe do powtórzenia w oparciu o dane zawarte w opracowaniu. Dotyczy to w szczególności: parametrów wejściowych do PVA (rozdz. 5.5.1), parametrów wejściowych do maksymalnego dopuszczalnego biologicznie pozyskania (rozdz. 5.5.2), algorytmów oszacowania śmiertelności, czy przyjętego współczynnika unikania (rozdz. 5.4.3).

Błędy powyższego typu mogą być relatywnie łatwo skorygowane w poprawionym i uzupełnionym raporcie OOŚ.

W sytuacji utrzymujących się wątpliwości, co do jakości danych i ocen zaprezentowanych w prognozie OOŚ lub raporcie OOŚ, stosowny organ może poprosić o opinię regionalną komisję ds. ocen oddziaływania na środowisko lub Krajową Komisję Ocen Oddziaływania na Środowisko.

8.2. Rozbudowa istniejących zasobów informacji i gromadzenie wiedzy

Istniejąca wiedza na temat mechanizmów oddziaływań farm wiatrowych na ptaki oraz czynników kształtujących zmienność obserwowanych oddziaływań jest niewystarczająca dla dobrego – precyzyjnego i nieobciążonego, ilościowego prognozowania. Sytuacja ta po części wynika z przyjętej praktyki gromadzenia i udostępniania danych ornitologicznych uzyskiwanych w toku badań przed- i porealizacyjnych. Poprawę tego stanu rzeczy można osiągnąć poprzez działania zarysowane niżej.

- Ujednolicenie standardów i formatu gromadzenia danych o obserwacjach ptaków wykonywanych dla potrzeb OOŚ dla farm wiatrowych. Integracja informacji zbieranych różnymi metodami jest często fizycznie niemożliwa lub obciążona dużymi błędami. Niespójność formatów danych (brak przyjętego standardu gromadzenia i wymiany danych) dodatkowo uniemożliwia budowanie wspólnych zasobów informacyjnych.
- Radykalne zwiększenie dostępności danych i upowszechnianie istniejących informacji. Dobre opracowania, zwłaszcza porealizacyjne powinny być publikowane w czasopiśmie naukowych, a co najmniej dostępne w internecie jako szczegółowe raporty.
- Bardzo potrzebne jest też stworzenie bazy danych gromadzących informacje o ptakach możliwe do wykorzystania jako dane referencyjne dla ocen walorów planowanej lokalizacji nowych farm. Chodzi tu przede wszystkim o dane zbierane w ramach modułów M1 i M2, z użyciem standardowych protokołów badań terenowych. Dane takie mogłyby być deponowane w systemach bazodanowych, których operatorem byłby RDOŚ lub GDOŚ.

Jesteśmy przekonani, że realizacja tych postulatów przyczyni się do zauważalnego polepszenia jakości raportów i prognoz OOS dla farm wiatrowych. Taki proces jest z pewnością korzystny zarówno dla inwestorów, jak i dla skutecznej ochrony przyrody.

9. Badania porealizacyjne

9.1. Po co nam badania porealizacyjne?

Zasadniczym celem badań porealizacyjnych jest weryfikacja prognozowań zawartych w raporcie OOS odnośnie zakresu możliwego oddziaływania farmy na populacje ptaków, w szczególności:

- ocena zmiany natężenia wykorzystania terenu przez ptaki w porównaniu z okresem przedrealizacyjnym, z uwzględnieniem zmian poziomu referencyjnego analizowanych w układzie BACI lub BA (patrz niżej);
- oszacowanie rozmiarów faktycznej śmiertelności awifauny spowodowanej kolizjami.

Konfrontacja prognozowania i rzeczywiście stwierdzanych oddziaływań powinna służyć dwóm celom:

- Modyfikacji trybu i zakresu pracy farmy - w przypadku stwierdzenia oddziaływań większych niż prognozowane, w szczególności oddziaływań:
 - znacząco negatywnie oddziałujących na przedmiot ochrony w ramach obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, parków narodowych, rezerwatów przyrody czy innych form ochrony obszarowej,
 - znacząco negatywnie oddziałujących na populacje gatunków o niekorzystnym statusie ochronnym, w szczególności wskazanych w załączniku I Dyrektywy Ptasiej lub krajowej czerwonej księdze gatunków zagrożonych,
 - nieautoryzowanych w stosownej decyzji środowiskowej.
- Wzbogaceniu i weryfikacji ograniczonej wiedzy na temat mechanizmów niekorzystnego wpływu farm na ptaki i czynników warunkujących zmienność rozmiarów stwierdzanych oddziaływań. Powinno to umożliwić lepsze prognozowanie skutków rozwoju energetyki wiatrowej na środowisko przyrodnicze.

Zakres badań porealizacyjnych, ich metodyka oraz wymagane sposoby raportowania wyników powinny być wpisywane do decyzji środowiskowej.

9.2. Ogólny schemat badań porealizacyjnych

Badania porealizacyjne obejmują dwa bloki badań terenowych. Pierwszy blok badań terenowych to dokładna replika badań przedrealizacyjnych, obejmująca wszystkie wykonywane wtedy moduły prac terenowych, a więc:

- M1. Liczenia z transektów (badania dynamiki zgrupowań ptaków w cyklu rocznym),
- M2. Liczenia z punktów obserwacyjnych (badania natężenia wykorzystania przestrzeni powietrznej przez ptaki),
- M3. Cenzus lęgowych gatunków kluczowych,
- M4. Badania rozpowszechnionych ptaków w standardzie MPPL

- M5. Identyfikacja zgrupowań i koncentracji.

Dodatkowo, badania realizowane po oddaniu farmy do eksploatacji obejmują drugi, mniej rozbudowany blok badań terenowych, obejmujący jeden moduł:

- M6. Monitoring ofiar kolizji.

Badania wpływu farmy wiatrowej na użytkowanie terenu przez ptaki (moduły M1-M5) powinny obejmować 1 cykl roczny stanowiąc możliwie dokładną powtórkę badań przedrealizacyjnych. Badania te powinny jednak być powtarzane trzykrotnie w ciągu 5 lat po oddaniu farmy do eksploatacji (np. w latach 1, 2, 3 lub 1, 3, 5), z uwagi na występowanie efektów opóźnionych w czasie (Stewart i in. 2007). Liczenia transektowe i z punktów powinny być wykonywane z użyciem tych samych lokalizacji. Również liczenia w protokole MPPL powinny odbywać się na tych samych transektach. Cenzus gatunków rzadkich i średniolichnych jak również wyszukiwanie koncentracji ptaków powinny odbywać się na tych samych powierzchniach. Wskazane jest wykonywanie badań wpływu farmy na wykorzystanie przestrzeni przez ptaki (M1-M5) równoległe z badaniami śmiertelności w wyniku kolizji (M6). Pozwoli to na lepsze zrozumienie przyczyn zmienności czasowej w natężeniu zderzeń.

Analiza wpływu farmy wiatrowej na użytkowanie terenu przez ptaki wykonana w oparciu o wyniki badań w modułach M1-M5 powinna wykorzystywać dwa plany badawcze:

- BACI (ramka 9.1) lub, w przypadku braku wiarygodnych danych z powierzchni lub układów kontrolnych, układ BA (*before – after*) porównujący dane z tych samych punktów i transektów z okresu przed i po realizacji inwestycji;
- analizę gradientu (*impact gradient analysis*) zastosowaną do danych porealizacyjnych i prowadzoną w gradiencie odległości od siłowni.

Ramka 9.1. Badania w układzie eksperymentalnym BACI

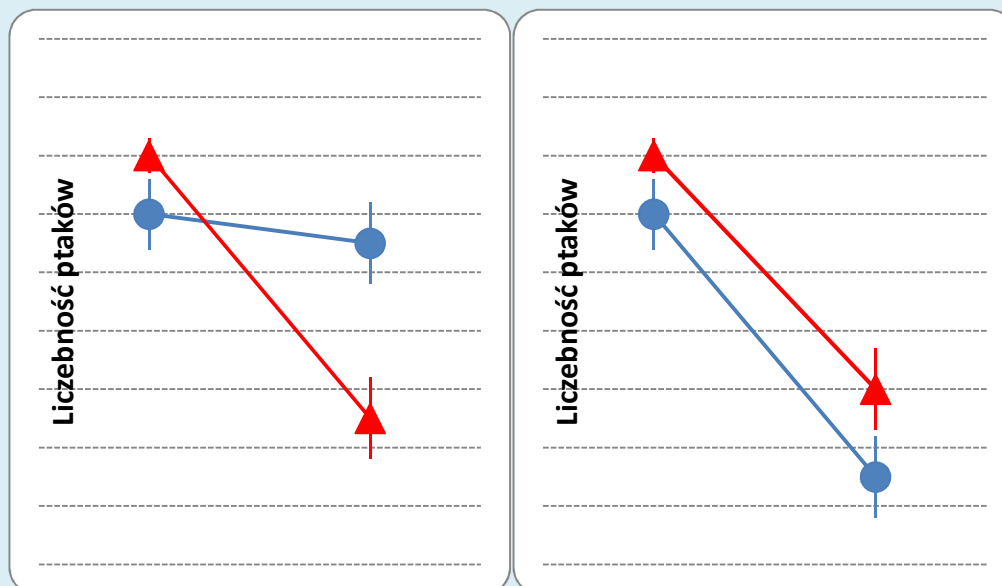
Możliwość rzetelnego pomiaru wpływu realizacji inwestycji na charakterystyki środowiska zależy od przyjętego schematu rozmieszczenia pomiarów parametru docelowego (tu: charakterystyki liczebności ptaków) w czasie i przestrzeni, czyli tzw. planu badawczego. Odpowiednio dobrany plan badawczy (nazywany też układem eksperymentalnym) umożliwia rzetelną, zgodną z regułami statystyki ocenę wpływu farmy na awifaunę. I odwrotnie – pomiary zbierane przypadkowo, bez zastosowania adekwatnego planu badawczego często nie pozwalają na wyciąganie jednoznacznych, naukowo wiarygodnych wniosków. Wpływ budowy farmy wiatrowej na ptaki najlepiej analizować w układzie BACI (*before-after-control-impact*). Oznacza to konieczność wykonywania pomiarów (tu: charakterystyki liczebności awifauny):

- zarówno przed budową farmy, jak i po jej zbudowaniu,
- w miejscu występowania możliwego oddziaływania (powierzchnia eksperymentalna; tu: farma wiatrowa), jak i w miejscu, gdzie oddziaływanie nie występuje (powierzchnia kontrolna; tu: poza farmą wiatrową).

Ocena wpływu farmy na charakterystyki ptaków polega w tym układzie na porównaniu wartości stwierdzanych na obszarze farmy po oddaniu jej do eksploatacji z dwoma układami referencyjnymi:

- na tym samym terenie przed realizacją inwestycji,
- na powierzchni kontrolnej poza turbinami przed i po realizacji inwestycji.

Zastosowanie takiego podwójnego układu odniesienia pozwala oddzielić rzeczywisty efekt inwestycji od efektów ogólnych, czyli zmian zachodzących równolegle w szerszej perspektywie geograficznej, niezależnie od budowy siłowni.



Ryc. 9.1. Zastosowanie układu BACI do oceny wpływu farmy wiatrowej na liczebność ptaków. Ptaki były liczone na powierzchniach próbnym w obrębie farmy (czerwone symbole) jak i na powierzchniach kontrolnych, poza farmą (niebieskie symbole). Liczenia były wykonane przed i po oddaniu farmy do eksploatacji. Lewy panel przedstawia sytuację, gdy spadkowi liczebności na powierzchniach objętych działaniem inwestycji (czerwone) nie towarzyszy spadek liczebności na powierzchniach kontrolnych (niebieskie), co wskazuje na istotne, negatywne oddziaływanie funkcjonującej farmy na liczebność awifauny. Prawy panel ilustruje sytuację, gdy podobnemu spadkowi liczebności ptaków na obszarach farmy towarzyszy spadek ich liczebności na powierzchniach kontrolnych. W tej sytuacji nie ma podstaw do wnioskowania o negatywnym oddziaływaniu farmy. Istnienie danych z powierzchni kontrolnych na kluczowe znaczenie dla odróżnienia wpływu inwestycji od zmian zachodzących niezależnie od jej istnienia.

W badaniach wykonywanych na potrzeby oceny oddziaływania farm wiatrowych na ptaki, źródłem danych z powierzchni eksperymentalnej są oczywiście wyniki monitoringu porealizacyjnego porównywane z danymi zbieranymi w taki sam sposób w ramach badań przedrealizacyjnych. Źródłem danych porównawczych mogą być takie same badania prowadzone równolegle na powierzchniach kontrolnych poza obszarem farmy. Mogą to być powierzchnie specjalnie wyznaczone i kontrolowane już na etapie badań przedinwestycyjnych. W praktyce jednak, do tego celu najlepiej użyć danych zbieranych w ramach ogólnokrajowych lub regionalnych programów monitoringowych, dostarczających bardziej miarodajnego obrazu ogólnych zmian liczebności gatunku w czasie, w miejscach nie objętych wpływem realizacji inwestycji. Po standaryzacji, jedno i drugie dane mogą być wspólnie analizowane w układzie BACI.

9. 3. Monitoring ofiar kolizji

9.3.1. Schemat badań

Celem tego monitoringu jest ocena rozmiarów śmiertelności ptaków spowodowanej kolizjami z konstrukcjami siłowni wiatrowych. Podstawowym parametrem wymagającym oszacowania w ramach tych badań jest liczba ofiar zderzeń oceniana w przeliczeniu na rok (lub dzień) i pojedynczą turbinę. Alternatywną miarą natężenia kolizji jest liczba ofiar przeliczana na rok i na MW mocy nominalnej (patrz rozdz. 3.2). Przedstawione tu metody prac terenowych i analizy danych znajdują bezpośrednie zastosowanie także dla oszacowania śmiertelności nietoperzy (z zastrzeżeniem konieczności zastosowania specyficznych terminów prac podanych przez Kepela et al. 2011). W miarę możliwości, należy w ramach monitoringu ofiar kolizji jednocześnie realizować prace dotyczące ptaków i nietoperzy. W szczególności, przy poszukiwaniach ciał ofiar zderzeń warto równocześnie wyszukiwać i rejestrować martwe nietoperze (choć ich wykrywalność jest z reguły niższa niż martwych ptaków).

Oszacowanie natężenia kolizji wymaga regularnego wyszukiwania ciał martwych ptaków (ofiar kolizji z siłowniami) w trakcie kontroli terenowych prowadzonych specjalnie w tym celu na terenie farmy. Liczba ptaków znalezionych w trakcie kontroli obszaru farmy stanowi jednak jedynie pewną część ptaków, które rzeczywiście zginęły w wyniku zderzeń w okresie, który minął od poprzedniej kontroli terenu. Zasadnicze przyczyny, dla których nawet najbardziej sprawni obserwatorzy nie wykrywają części ofiar są dwie:

- usuwanie ciał przez padlinożerne zwierzęta,
- ograniczona wykrywalność ciał.

Z tego powodu konieczne jest, by wynajdywaniu ofiar kolizji towarzyszyły inne badania prowadzone na terenie farmy wiatrowej, pozwalające na oszacowanie niezbędnych poprawek w obliczeniach liczby ginących ptaków. Nieodzowne są tu:

- badania służące ocenie tempa znikania ciał martwych ptaków, oraz
- badania pozwalające oszacować wykrywalność ciał ptaków przez obserwatorów w warunkach konkretnej farmy.

Oba typy dodatkowych badań wymagają przeprowadzenia specjalnych eksperymentów terenowych, rozszerzających zakres prac niezbędnych do wykonania w trakcie tzw. monitoringu porealizacyjnego.

Ramka 9.2. Ograniczona wykrywalność ciał

Prawdopodobieństwo znalezienia martwego ptaka leżącego pod siłownią jest niemal zawsze mniejsze od 100%. Nawet najlepsi obserwatorzy mają problemy ze znalezieniem ciał niewielkich, niepozornie ubarwionych ptaków leżących w trawie lub niewysokich uprawach. Ciało martwego bociana czy bielika leżące na przeoranym polu jest z reguły bardzo dobrze widoczne z odległości kilkudziesięciu metrów, ale spora część ofiar to nieduże ptaki, których ciała są dobrze ukryte w trawie, chwastach czy zbożu. Wykrywalność ofiar w wyrosniętych uprawach zbożowych (od maja do żniw) jest praktycznie zerowa. W szeregu badań prowadzonych w Europie i USA, średnia wykrywalność martwych ptaków – szacowana z użyciem metod opisanych w dalszej części rozdziału – kształtowała się z reguły w bardzo szerokich granicach od 25% do 85% (Ponce et al. 2010), choć w

ekstremalnych przypadkach wynosiła zaledwie 7% (BioConsult 2010), a tylko wyjątkowo 100% (Grunkorn et al. 2005). Jako taka, była zależna od szeregu czynników:

- wielkości ciała ofiary – duże ptaki są znajdowane łatwiej niż małe (Smallwood et al. 2007, BioConsult 2010),
- wysokości i gęstości pokrywy roślinnej (Grunkorn et al. 2005, BioConsult 2010, Ponce et al. 2010),
- odległości ciała ofiary od trasy przemarszu (Grunkorn et al. 2005),
- sprawności obserwatora (Grunkorn et al. 2005, Ponce et al. 2010).

W każdym przypadku, fakt że obserwatorzy wykrywają jedynie część faktycznie występujących ciał ofiar – wymaga stosownych korekt w obliczeniach liczby ptaków ginących w wyniku kolizji. Z uwagi na ewidentne zróżnicowanie wykrywalności, korekty są często odmienne dla ptaków różnej wielkości, oraz dla różnego typu podłoża. Tego typu korekty stosowane są rutynowo nie tylko w przypadku ocen wpływu siłowni wiatrowych, ale i w badaniach dotyczących śmiertelności ptaków w wyniku kolizji z liniami elektroenergetycznymi (Ponce et al. 2010) czy przy ocenach skuteczności stosowania toksycznych środków ochrony roślin (Prosser et al. 2008).

Generalny schemat badań śmiertelności ptaków i nietoperzy w trakcie badań porealizacyjnych obejmuje zatem trzy bloki równolegle prowadzonych prac terenowych:

- Regularne, częste kontrole terenu farmy połączone z wyszukiwaniem ciał martwych ptaków i nietoperzy, ginących w wyniku kolizji.
- Wykładanie na terenie farmy dodatkowych ciał martwych ptaków połączone z bardzo częstymi, dodatkowymi kontrolami i ich obecności. Celem badań jest ocena tempa znikania ciał ofiar zderzeń wskutek działalności padlinożerców.
- Wykładanie na terenie objętym regularnymi kontrolami dodatkowych ciał martwych ptaków tuż przed wykonaniem kontroli terenowej, bez informowania o tym obserwatorów. Celem badań jest oszacowanie wykrywalności ofiar kolizji w warunkach konkretnej farmy wiatrowej.

W kolejnych podrozdziałach omawiamy szczegółowo metodykę prac związanych z realizacją tak zaplanowanych badań.

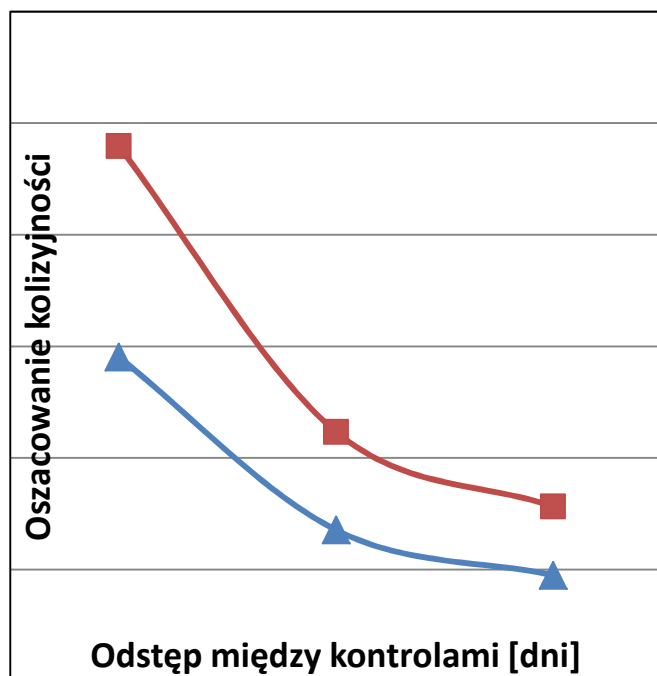
9.3.2. Poszukiwania ciał ofiar kolizji

Okres badań. Konieczne kilkuletnie badania, co najmniej 3-letnie. Najlepiej w 1, 3 i 5 roku po oddaniu farmy do eksploatacji. Zbyt krótki okres badań, w sytuacji większej od zera liczby ginących ptaków, prowadzi – paradoksalnie – do *zawyżania* ocen kolizyjności (Smallwood & Thelander 2004: Appendix A).

Obszar kontroli. Optymalnie kontrolami powinny być objęte wszystkie siłownie w granicach farmy, z uwagi na spore zróżnicowanie ich kolizyjności. Przy bardzo dużych farmach może to być jednak trudne do wykonania z uwagi na czasochłonność kontroli (patrz niżej). W wyjątkowych sytuacjach możliwe jest ograniczenie kontroli do części siłowni połączone z ekstrapolacją danych na teren całej

farmy w trakcie analizy wyników (patrz ramka 9.4). Liczba kontrolowanych siłowni powinna być wtedy możliwie jak największa, a obiekty wyłączone z kontroli powinny być wskazane losowo.

Częstotliwość kontroli. Optymalnie co kilka dni, ale nie więcej niż co 7-10 dni (Huso 2008), przez cały rok. Dłuższe odstępy między kontrolami prowadzą do większej wrażliwości oszacowań na przyjęte założenia. W niektórych przypadkach (przy bardzo szybkim tempie znikania ciał) konieczne może być zwiększenie częstotliwości do 1-2 dni, połączone z ograniczeniem tak intensywnych badań do okresu największej śmiertelności (np. miesiąc w okresie przelotu jesiennego) i stosowaniem rzadszych kontroli w pozostałych okresach (patrz ryc. 9.2). Odstępy pomiędzy kontrolami dłuższe niż 30 dni generalnie nie zapewniają możliwości uzyskania wiarygodnych oszacowań. Dobrym rozwiązaniem wydaje się stosowanie dwóch częstotliwości kontroli: 7-10 dni oraz 14-20 dni w różnych okresach roku, różniących się przewidywanym (lub stwierdzanym) nasileniem kolizji i tempem znikania ofiar. W ramach przyjętego schematu, odstęp pomiędzy kontrolami w danym okresie powinien być jednak stały (to znaczy nie może to być raz 14 dni, innym razem 16 a jeszcze innym 20), co ułatwi obliczenia. Należy też dążyć do możliwie jak największej synchronizacji kontroli poszczególnych siłowni, co pozwala uniknąć dalszych trudności przy analizie danych. Podstawowym narzędziem takiej synchronizacji jest wykorzystywanie w pracach większej liczby jednocześnie aktywnych obserwatorów. Jeżeli analiza wyników dotyczących tempa znikania ciał (patrz ramka 9.4) wykaże, że przyjęty pierwotnie odstęp między kontrolami jest wielokrotnie dłuższy od średniego czasu pozostawiania ciał ofiar w terenie, uzyskane oszacowania całkowitej śmiertelności są mało wiarygodne. Wymaga to powtórzenia badań z tego sezonu w kolejnym (dodatkowym) roku, przy właściwie dobranym (krótszym) odstępie czasu między kontrolami.



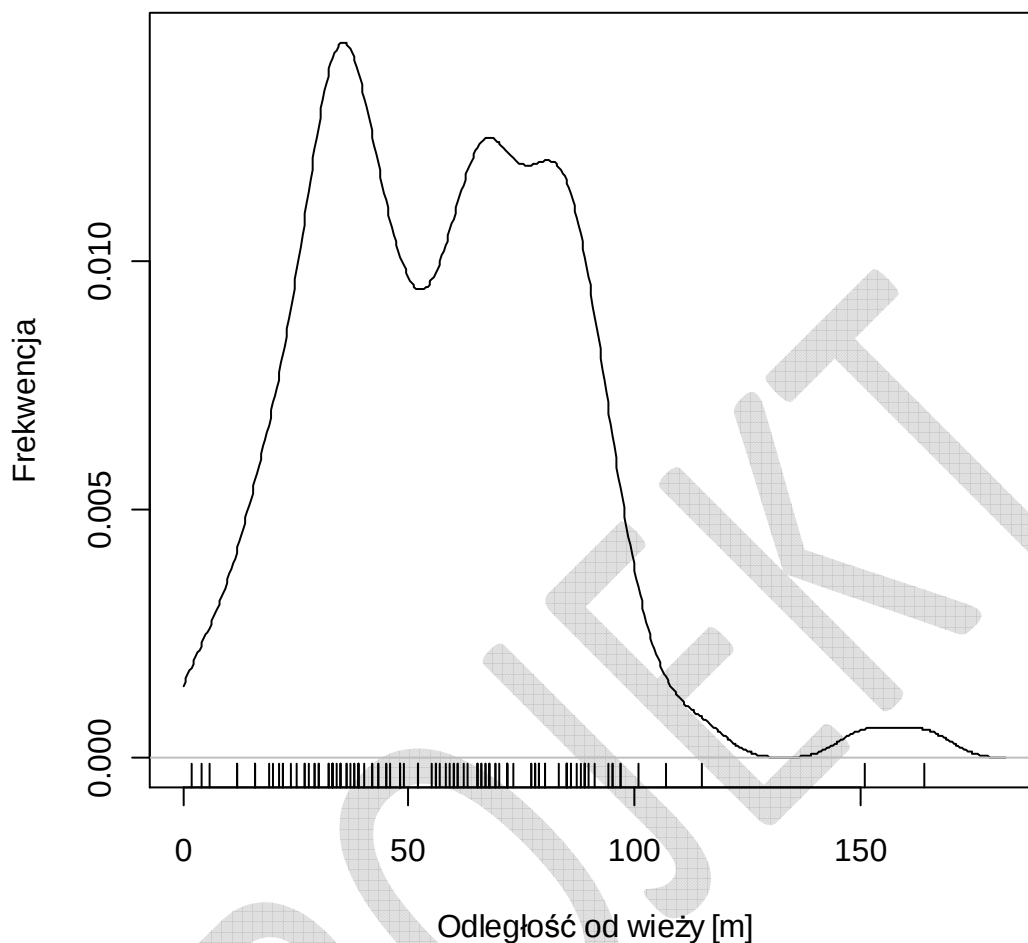
Ryc. 9.2. Wpływ długości odstępu czasu pomiędzy kontrolami wykonywanymi w ramach poszukiwań ciał ofiar kolizji na oszacowanie całkowitej liczby ofiar (kolizyjności) w okresie badań. Kolizyjność szacowano jako liczbę ofiar/turbinę (czerwone symbole) lub liczbę ofiar/MW (niebieskie symbole) dla 5-miesięcznego okresu badań. Różnice prawdopodobnie odzwierciedlają niedoskonałość używanych dotąd estymatorów całkowitej liczby ofiar w sytuacji szybkiego tempa znikania ciał (patrz Huso 2011). Dane dla farmy Mapple Ridge w stanie Nowy Jork, USA (za Poulton 2010).

Promień przeszukiwań. Poszukiwania ciał ofiar kolizji należy prowadzić w promieniu przynajmniej 100 m, optymalnie 120 m od podstawy wieży każdej kontrolowanej siłowni. Ponieważ systematyczne przeszukiwanie powierzchni kołowej jest trudne (patrz niżej), wygodniejszym rozwiązaniem jest wyznaczanie wokół każdej siłowni - jako powierzchni kontrolnej - kwadratu opisanego na okręgu o wymaganej średnicy (100 m lub 110 m). W praktyce oznacza to kwadrat o boku 200 m (lub 220 m) w środku którego usytuowana jest podstawa wieży siłowni.

Ograniczanie kontroli do promienia 50 czy 70 m wokół wieży (lub zbliżonego wielkością kwadratu) może prowadzić do sporego zaniżania liczby znajdowanych ofiar. Wprawdzie istnieją dobre dane wykazujące, że z reguły najwięcej ptaków znajdowano w promieniu 20-70 m (Smallwood & Thelander 2005, Everaert 2008), ale te informacje odnoszą się do niewielkich siłowni, dużo niższych niż stosowane obecnie. Dla większych siłowni, Rodziejewicz (2010) znajdował 55% ofiar w odległości 50-100 m od wieży (ryc. 9.3). Podobnie, w innych lokalizacjach w USA i Europie, gdzie analizowano dane z wysokich siłowni, ponad 50% martwych ptaków znajdowano w odległości 50-110 m od wieży, przy ewidentnym występowaniu drugiego szczytu liczebności padłych ptaków (choć nie nietoperzy) w odległości rzędu 70-90 m od wieży (Grunkorn et al. 2005, Gruver et al. 2009). Promień okręgu, w zasięgu którego znajdowano 99% ofiar jest zależny od całkowitej wysokości siłowni (Everaert 2008). W oparciu o badania wykonane na farmach wiatrowych w Belgii, stosowny wzór na promień okręgu, w zasięgu którego znajduje się 99% ciał zabitych ptaków jest następujący (Everaert 2008):

$$\text{promień} = 1,0976 * \text{wysokość siłowni} - 21,707,$$

gdzie promień i wysokość wyrażone są w metrach, a wysokość siłowni jest to wysokość wieży powiększona o długość łopaty wirnika. Dla przeciętnych siłowni o mocy 1,0–1,5 MW stawianych obecnie w Polsce przekłada się to na promień poszukiwań rzędu 100–120 m (lub kwadrat o boku 200–240 m).



Ryc. 9.3. Rozkład odległości pomiędzy miejscem znalezienia ofiary kolizji a podstawą wieży siłowni. Dane dla farmy wiatrowej pod Kisielicami, lata 2007-2009, $n=124$ ofiary (Rodziewicz 2008, 2009, 2010).

Przebieg kontroli. Powolny przemarsz po trasie połączony z wyszukiwaniem ciał martwych ptaków i nietoperzy. Trasa przemarszu wyznaczona jako równoległe transekty przebiegające w odległości 8–10 m od siebie, pokrywająca obszar o wielkości 200 x 200 m z turbiną usytuowaną w środku tak wyznaczonego kwadratu.

Alternatywą jest wyznaczenie trasy przemarszu po spirali, zaczynając od wieży turbiny, ale utrzymanie zaplanowanej trasy w takiej sytuacji jest wielokrotnie trudniejsze niż w przypadku kontrolowania równoległych linii prostych w zarysie kwadratu.

Trzecią możliwością – zalecaną w przypadku, gdy w otoczeniu siłowni uprawiana jest wysoka roślinność (kukurydza, rzepak, zboża) - jest wyznaczenie kilku przecinających się pasów przeszukiwania, opisanych na planie wieloramiennego krzyża wpisanego w kwadrat 200 x 200 m. Pasy te, szerokości 10-20 m, należy oczyścić z roślinności w porozumieniu z właścicielem upraw.

Kontrola 1 turbiny w promieniu 110 m trwa 1-2 h, w zależności od podłoża (Rodziewicz 2010). W praktyce oznacza to, że jedna osoba jest w stanie efektywnie przeszukać otoczenie 5 siłowni dziennie (Rodziewicz 2010, Gruver et al. 2009).

Używanie specjalnie wyszkolonych psów do wyszukiwania ciał ofiar z reguły kilkukrotnie zwiększa wykrywalność martwych ptaków oraz – szczególnie – nietoperzy. Należy jednak pamiętać, że muszą to być psy poddane wcześniej specjalnej tresurze.

Należy prowadzić dokumentację odnalezionych szczątków ofiar kolizji, najlepiej z użyciem specjalnych formularzy. Ofiary powinny być oznaczone w tej dokumentacji indywidualnym identyfikatorem, należy notować także ich lokalizację z użyciem odbiornika GPS. Należy również prowadzić dokumentację fotograficzną wykonując minimum 2 fotografie każdego ciała lub jego szczątków (z różnych stron), umieszczając w kadrze identyfikator znaleziska (np. w postaci karteczki z napisem). Dokumentacja fotograficzna może okazać się konieczna dla weryfikacji oznaczenia gatunku. Podobnie, w przypadku szczątków ograniczonych do piór warto je zbierać w celu potwierdzenia identyfikacji gatunkowej przez eksperta. Należy przy tym pamiętać, że duża część ofiar kolizji nie będzie zachowana w postaci kompletnego ciała, lecz jedynie w postaci szczątków pozostawionych przez padlinożerne ssaki i ptaki. Minimalne kryteria uznania znalezionych w terenie szczątków ptaków za ofiary zderzenia z siłownią uwzględniają również skupiska piór obejmujące przynajmniej 2 lotki lub 5 sterówek.

9.3.3. Badania tempa znikania ciał

Okres badań. Badania tempa znikania ciał ofiar powinny mieć postać kilku sesji eksperymentalnych, prowadzonych w latach, w których prowadzone są poszukiwania ciał ofiar. Optymalnie, w każdym roku prowadzenia monitoringu śmiertelności należy wykonać 3-4 sesje eksperymentalne, w trakcie których na terenie farmy wiatrowej rozkładane są ciała martwych ptaków (w sumie, przy 3 latach monitoringu daje to 9–12 sesji). Minimalna liczba to 6 sesji w trakcie całego 3-letniego okresu prowadzenia badań porealizacyjnych. Poszczególne sesje eksperymentalne powinny być przeprowadzone w terminach reprezentujących odmienne sezonowo charakterystyki awifauny (np. migracje, okres lęgowy, zimowanie).

Częstotliwość kontroli. Kontrole w trakcie pierwszych 3-5 dni po wyłożeniu ciał powinny być codzienne, w późniejszym okresie można sobie pozwolić na kontrole robione w odstępach 2–3 dniowych (BioConsult 2010). Kontrole znikania ciał ptaków niedużej i średniej wielkości należy prowadzić przez około 30-40 dni od ich wyłożenia, o ile wszystkie ciała nie znikną wcześniej (co często ma miejsce). Zbyt krótki okres sprawdzania obecności ciał nie pozwoli na precyzyjne ustalenie tempa znikania ciał, co może się przekładać na spore przedziały ufności oszacowań skorygowanej śmiertelności. Przy wykładaniu ciał dużych ptaków (które znikają wolniej), kontrole trzeba prowadzić przez 2–4 miesiące, chyba że tempo znikania okaże się tak szybkie, że przed upływem tego okresu zniknie więcej niż połowa ciał. Przy typowym dla dużej padliny wolnym tempie znikania ciał, kontrole – po pierwszych 3-5 dniach codziennych wizyt – mogą być prowadzone w odstępach 7-10 dni.

Materiał eksperymentalny. Eksperymenty wymagają dysponowania stosunkowo dużymi zasobami ciał martwych ptaków. Preferowane są tu ciała ptaków z gatunków wolnożyjących (pozyskiwanych i gromadzonych oportunistycznie przy innych okazjach – np. jako przyłów w sieciach rybackich, ofiary kolizji z budynkami, itd.), choć przy ich braku można wykladać ciała ptaków pozyskiwanych z hodowli

– np. gołębi domowych, przepiórek japońskich, czy bażantów. Białe upierzone kury lub gołębie – z uwagi na wyższą wykrywalność – powinny być ostatnią opcją. W trakcie pojedynczej sesji ciała powinny zostać rozłożone na terenie całej farmy, w tym również na terenach pomiędzy siłowniami, nie objętych 100-metrowym promieniem wyszukiwania ofiar kolizji. Przy wykładaniu ciał obserwatorzy powinni używać lateksowe rękawiczki, by zminimalizować zapach człowieka pozostawiany na ciałach (przywabia padlinożerne ssaki, prowadząc do zaburzeń w wynikach). Lokalizacja każdego ciała wyłożonego na terenie farmy w ramach danej sesji eksperymentalnej powinna zostać zapisana w odbiorniku GPS. Ptaki przeznaczone do eksperymentu powinny zostać oznakowane w sposób umożliwiający ich odróżnienie od naturalnie występujących ofiar kolizji. Pozwoli to na rozstrzygnięcie ich pochodzenia w przypadku, gdy drapieżne zwierzęta przemieszczą ciało w inne miejsce, stwarzając ryzyko, że zostaną potraktowane jako "normalna" ofiara kolizji przy najbliższej regularnej kontroli okolic turbin. Przy stwierdzeniu ciała w innym miejscu należy zmierzyć (z użyciem GPS) odległość od pierwotnej lokalizacji. Możliwe oznakowania eksperymentalnych ciał obejmują przycięcie czubków wszystkich lotek i sterówek (najczęściej znajdowane szczątki ofiar), zakładanie markerów (drucików, tasemek itd.) na skoki i ramiona (patrz np. Smallwood et al. 2010).

W trakcie jednej sesji eksperymentalnej nie należy rozkładać więcej niż 20-40 ciał (w zależności od wielkości farmy). Zbyt wysokie zagęszczenia martwych ptaków (stosowane dotąd powszechnie w badaniach tego typu) prowadzą do spowolnionego tempa ich znikania, gdyż padlinożerne zwierzęta nie są w stanie szybko poradzić sobie z nadmiarem padliny. Natomiast ciała wykładane w niskich zagęszczeniach – zbliżonych do tych występujących na farmach wiatrowych w warunkach naturalnych – znikają w daleko szybszym tempie (Smallwood et al. 2010). Przekłada się to na spore różnice w oszacowaniach całkowitej śmiertelności. Należy też różnicować wielkość ciał ptaków używanych do badań, z uwagi na spodziewane różnice w tempie ich znikania.

Ramka 9.3. Usuwanie ciał przez padlinożerne zwierzęta

Ciała martwych ptaków i nietoperzy są w warunkach terenowych bardzo szybko usuwane przez liczne gatunki zwierząt odżywiających się padliną. W warunkach krajowych są to głównie lisy, wałęsające się psy, dziki, borsuki i inne ssaki drapieżne (głównie o nocnej aktywności), jak również ptaki (mewy, krukowate, szponiaste). Ciała największych (najcięższych) ofiar są konsumowane na miejscu, pozostawiając dowody swego istnienia, w postaci pęków wyrwanych piór (tzw. oskuby) lub kości. Jednak większość (np. 62%; Smallwood et al. 2009) mniejszych ofiar jest zjadana bez pozostawiania śladów lub podejmowana i przenoszona w inne miejsce, nie zostawiając żadnych śladów i obniżając liczbę ptaków dostępnych do wykrycia w trakcie kontroli terenowej. Tempo znikania ciał martwych zwierząt jest zaskakująco szybkie – połowa ciał małych ptaków z reguły znika w ciągu kilku lub najwyżej kilkunastu dni (Smallwood 2007, Gruver et al. 2009, Smallwood et al. 2010, Bispo et al. 2010). Ciała dużych ptaków pozostają na miejscu dłużej, szczególnie w warunkach zimowych, ale i w tym przypadku spora część z nich może zniknąć w ciągu kilku-kilkunastu dni. Szybkie tempo znikania ciał w warunkach terenowych prowadzi w konsekwencji do dalszego zaniżania rzeczywistej liczby ptaków i nietoperzy ginących w wyniku kolizji z siłowniami wiatrowymi. Podobnie jak w przypadku niedoskonałej wykrywalności ciał, przy obliczaniu natężenia kolizji, konieczne jest więc stosowanie odpowiednich korekt (opisanych w ramce 9.4). Stosowne wartości obliczane są na podstawie eksperymentów polegających na wykładaniu przez obserwatorów ciał martwych ptaków na terenie farmy i kontrolowaniu ich obecności w kolejnych dniach.

9.3.4. Badania wykrywalności ciał ofiar

Okres badań. Badania wykrywalności ciał ofiar powinny mieć postać kilku sesji eksperymentalnych, prowadzonych w latach, w których prowadzone są poszukiwania ciał ofiar. Optymalnie, w każdym roku prowadzenia monitoringu śmiertelności należy wykonać 2-3 sesje eksperymentalne, w trakcie których na terenie farmy rozkładane są ciała martwych ptaków (w sumie, przy 3 latach monitoringu daje to 6-9 takich sesji). Minimalna liczba to 4 sesje w trakcie całego 3-letniego okresu prowadzenia badań porealizacyjnych. Każda sesja eksperymentalna jest sprzężona ze standardową kontrolą wykonywaną w ramach poszukiwań ofiar kolizji.

Obszar kontroli. Eksperyment obejmuje obszary wyznaczone do kontroli w ramach poszukiwań ofiar kolizji (patrz wyżej), a więc tereny położone w promieniu 100-120 m od wież kontrolowanych siłowni.

Przebieg prac terenowych. Ciała martwych ptaków rozkładane są na obszarze kontroli na kilka godzin przed standardową kontrolą wykonywaną w ramach poszukiwań ofiar kolizji. Praca ta wykonywana jest przez inne osoby niż obserwatorzy wykonujący kontrolę, w miarę możliwości bez informowania ich o tym fakcie. Nie należy wykładać ciał wcześniej niż kilka godzin przed planowanym terminem ich poszukiwań (np. poprzedniego dnia), gdyż w takiej sytuacji część z nich zostanie usunięta przez padlinożerców jeszcze przed rozpoczęciem kontroli. Lokalizacja każdego wykładanego ciała jest zapisywana w odbiorniku GPS, wraz innymi informacjami pozwalającymi na późniejszą jego identyfikację w danych zebranych w trakcie standardowego wyszukiwania ciał ofiar zderzeń.

Materiał eksperymentalny. Jak w przypadku badań tempa znikania ciał.

9.3.5. Analiza danych

Analiza danych uzyskanych w trakcie monitoringu ofiar kolizji wymaga pewnej sprawności w posługiwaniu się współczesnymi narzędziami statystycznej analizy. Liczba ptaków znajdujących w trakcie kontroli nie może być traktowana jako adekwatna miara liczby ptaków ginących w przedziale czasowym pomiędzy bieżącą a poprzednią kontrolą. Rzeczywista liczba ofiar jest z reguły kilkukrotnie (a bywa, że kilkanaście razy) większa, z uwagi na konieczność uwzględnienia szybkiego znikania ciał ofiar oraz niedoskonałą wykrywalność tych ciał. Należy także uwzględnić ewentualne ograniczenia promienia wyszukiwania ciał wokół poszczególnych siłowni oraz liczby kontrolowanych turbin (spośród wszystkich w obrębie farmy).

Liczba ofiar znalezionych w trakcie kontroli powinna być więc skorygowana z uwagi na:

- Wykrywalność ciał
- Liczbę ciał dostępnych do znalezienia w trakcie kontroli (nie usuniętych przez padlinożerców)
- Proporcję obszaru rzeczywiście przeszukiwanego w relacji do obszaru w zasięgu promienia idealnego (patrz rozdz. 9.3.2)
- Proporcję siłowni kontrolowanych w relacji do wszystkich siłowni w obrębie farmy.

W ramce 9.4. przedstawiono podstawowe wzory pozwalające oszacować rzeczywistą liczbę ptaków ginących w wyniku zderzeń z turbinami. Bardziej szczegółowe informacje przedstawione są w pracach: Smallwood (2007), Huso (2011), Bispo et al. (2010).

Analiza danych powinna być prowadzona osobno dla ofiar o różnej wielkości ciała (pod warunkiem używania ciał ptaków zróżnicowanej wielkości w eksperymentach). Zasadne jest też, przynajmniej na etapie wstępnym, osobne analizowanie danych z różnych okresów fenologicznych. Warto pamiętać, że proporcja powierzchni rzeczywiście kontrolowanej w relacji do powierzchni idealnej nie może być utożsamiana z ilorazem *promieni* odpowiednich okręgów. Należy tu używać ilorazu *powierzchni* koła o promieniu rzeczywiście kontrolowanym i koła o promieniu "idealnym" (lub kwadratu rzeczywiście kontrolowanego do kwadratu idealnego). W praktyce oznacza to iloraz promieni kół lub iloraz boków powierzchni kwadratu podniesiony do drugiej potęgi.

Ramka 9.4. Szacowanie śmiertelności na podstawie liczby znalezionych ofiar

Rzeczywista liczba ptaków ginących w określonej jednostce czasu (np. rocznie, w ciągu 3 miesięcy wiosennych itd.), określana dalej jako F , nie jest równa liczbie ofiar znalezionych w trakcie kontroli terenu farmy (określanej jako C). Generalny wzór na określenie F ma postać:

$$F = \frac{C}{R * p}$$

Gdzie: R = liczba ciał ofiar dostępnych do wykrycia w trakcie kontroli terenu,

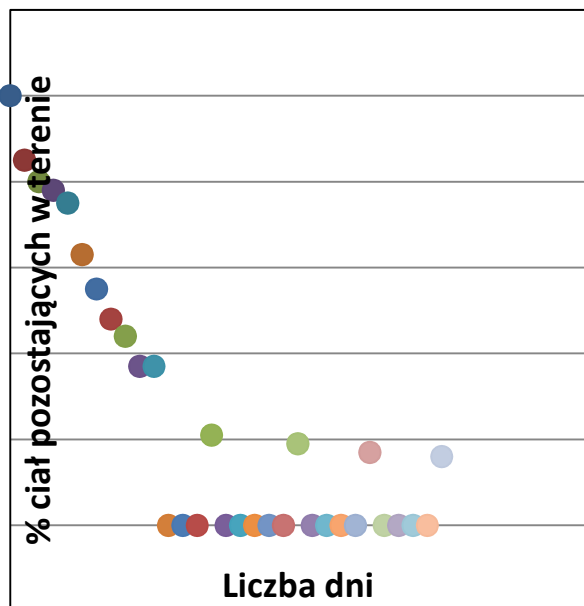
p = prawdopodobieństwo wykrycia ciała ofiary przez obserwatora.

R jest szacowane w oparciu o eksperymentalne badania tempa znikania ciał ofiar (patrz rozdz. 9.3.3), a p w oparciu o badania wykrywalności ciał przez obserwatorów terenowych (patrz rozdz. 9.3.3).

Podany wyżej ogólny wzór może być modyfikowany z uwagi na objęcie wyszukiwaniami tylko części turbin w granicach farmy. Przy kontrolach n turbin spośród N istniejących na farmie, przyjmuje on postać:

$$F = \frac{N * C}{n * R * p}$$

Najtrudniejszym do oceny parametrem w powyższym równaniu jest R , czyli liczba ciał dostępnych do wykrycia w trakcie danej kontroli. Generalnie, oszacowanie R uzyskuje się stosując podejście znane jako analiza przeżycia (*survival analysis*). Przystępny opis podstaw tej metodyki można znaleźć w podręczniku Stanisza (2007), a zastosowanie do analizy danych pochodzących z eksperymentów ze znikaniem ciał ofiar zawiera praca Bispo et al. (2010). Dane zbierane w ramach eksperymentalnego wykładania ciał ofiar są tu modelowane jako tzw. funkcja przeżycia, czyli procent ciał pozostających wciąż w terenie w kolejnych kontrolach po ich wyłożeniu (ryc. 9.4). W obliczeniach wykorzystuje się jeden z parametrów charakteryzujących tę funkcję – średni czas pozostawiania ciała w terenie (t)



Ryc. 9.4. Tempo znikania ciał ofiar w eksperymentach jest szacowane z użyciem tzw. funkcji przeżycia. Obrazuje ona proporcję ciał pozostających w terenie (nie usuniętych przez padlinożerców), w zależności od liczby dni, jakie upłynęły od początku sesji eksperymentalnej.

Liczba ciał ofiar dostępnych do wykrycia R jest pochodną tempa znikania ciał ofiar (mierzono go średnim czasem pozostawiania ciała w terenie, t) oraz średniego odstępu czasu pomiędzy kontrolami (I). Najpowszechniej stosowany jest wzór:

$$R = \frac{t}{I}$$

Jego często stosowaną modyfikacją jest wzór zaproponowany przez Shoenfelda (2004):

$$R = \frac{t}{I} * \frac{\exp(I/t) - 1}{\exp(I/t) - 1 + p}$$

Jednak, jak wykazuje Huso (2011), oba te, powszechnie dotąd stosowane estymatory R prowadzą do zaniżonych oszacowań śmiertelności F (patrz ryc. 9.2). W konsekwencji, zaproponowano alternatywne sformułowanie parametru R jako:

$$R = \frac{t (1 - \exp[-Im/t])}{Im}$$

oraz skorygowany wzór na oszacowanie rzeczywistej liczby ginących ptaków:

$$F = \frac{N * C}{n * R * p * v}$$

Ich zastosowanie wymaga uprzedniego wyliczenia dodatkowych parametrów:

$$I_e = -\log(0.01) * t$$

$$v = \min(1, I_e/I)$$

$$I_m = \min(I_e, I)$$

gdzie zapis "min (A, B)" oznacza mniejszą z dwóch podanych w nawiasie liczb (A lub B), obliczonych w trakcie wcześniejszych etapów analizy danych .

Dodatkową komplikację stanowi fakt, że część wyżej przedstawionych wzorów opiera się na założeniu, że tempo znikania ciał ofiar (funkcję przeżycia) można opisać równaniem wykładniczym. Model wykładniczy zakłada, że prawdopodobieństwo usunięcia ciała w określonej jednostce czasu (tzw. stopa hazardu) jest stałe w całym okresie trwania eksperymentu. W rzeczywistości, istnieją jednak dowody na to, że atrakcyjność ciał ofiar dla padlinożerców zmienia się w czasie (tzn. stopa hazardu nie jest stała). W konsekwencji, lepsze dopasowanie do danych często uzyskuje się stosując inne modele: Weibulla, log-liniowy czy log-normalny (Bispo et al. 2010). Problem zasługuje na uwagę, gdyż wybór lepiej dopasowanego modelu (podobnie jak dobrego estymatora R) przekłada się nierzadko na duże różnice w oszacowaniach całkowitej śmiertelności. Zastosowanie modeli ze zmienną stopą hazardu komplikuje jednak obliczenia, podobnie jak stosowanie zróżnicowanych odstępów czasu między kontrolami. Szczegółowe omówienie tych technik analizy danych wykracza poza zakres niniejszego opracowania. Więcej informacji na temat zawiera opracowanie Bispo et al (2010).

Wykrywalność ciał ofiar jest szacowana jako proporcja ciał wyłożonych w ramach eksperymentu, które zostały później odnalezione w trakcie standardowej kontroli mającej na celu wyszukiwanie ofiar zderzeń.

Analiza danych pochodzących z monitoringu ofiar kolizji jest w ostatnich latach obszarem szybkiego rozwoju stosowanych podejść metodycznych (np. Huso 2011, Bispo et al. 2010). Warto więc uważnie śledzić pojawiające się publikacje na ten temat.

Literatura

- Akcakaya H.R., Burgman M.A., Ginzburg L.R. 1999. *Applied Population Ecology using RAMAS EcoLab*. Sinauer.
- Arnett E.B., Inkley D.B., Johnson D.H., Larkin R.P., Manes S., Manville A.M., Mason J.R., Morrison M.L., Strickland M.D., Thresher R.W. 2007. Impacts of wind energy facilities on wildlife and wildlife habitat. *Wildlife Society Technical Review* 07-2: 1-49.
- Ausden M. 2007. *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press; Oxford.
- Band W., Madders M., Whitfield D.P. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. W: de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. (red.), *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*.; ss. 259 -275. Quercus; Madrid.
- Barclay R.M.R., Baerwald E.F., Gruver J.C. 2007. Variation in bird and bat fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.

- 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.
- Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiecki A. (red.) 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wydawnictwo Naukowe; Poznań.
- Beissinger S.R., McCullough D.R. (Eds.) 2002. Population Viability Analysis. Chicago University Press, Chicago.
- Beissinger S.R., Walters J.R., Catanzaro D.C., Smith K.G., Dunning J.B., Jr., Haig S.M., Noon B.R., Stith B.M. 2006. Modeling approaches in avian conservation and the role of field biologists. *Ornithological Monographs* 59: 1-56.
- Bevanger K., Berntsen F., Clausen S., Dahl E.L., Flagstad Ø., Follestad A., Halley D., Hanssen F., Johnsen L., Kvaløy P., Lund-Hoel P., May R., Nygård T., Pedersen H.C., Reitan O., Røskaft E., Steinheim Y., Stokke B., Vang R. 2010. *Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010*. NINA Report 620. Trondheim.
- BioConsult (=BioConsult SH GmbH & Co.KG und ARSU GmbH) 2010. Zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogelzug auf der Insel Fehmarn. Gutachterliche Stellungnahme auf Basis der Literatur und eigener Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2009. Husum/Oldenburg.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bispo R., Bernardino J., Marques T.A., Pestana D. 2010. Modeling carcass removal time and estimation of a scavenging correction factor for avian mortality assessment in wind farms using parametric survival analysis. CEAUL report 10/2010. Universidad de Lisboa.
- Boulinier T., Mariette M., Doligez B., Danchin E. 2008. Choosing where to breed: breeding habitat choice. W: Danchin E., Giraldeau L.-A., Cezilly F. (red.), *Behavioural Ecology*. ss. 285- 321. Oxford University Press; Oxford.
- Bright J., Langston R.H.W., Bullman R., Evans R., Gardner S., Pearce-Higgins J.W. 2008. Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation. *Biological Conservation* 141: 2342-2356.
- Burgman M.A. 2005. *Risks and Decisions for Conservation and Environmental Management*. Cambridge University Press; Cambridge.
- Burgman M.A., Ferson S., Akcakaya H.R. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman & Hall; London.
- Carette M., Sanchez-Zapata J.A., Benitez J.R., Lobon M., Donazar J.A. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142: 2954-2961.
- Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sułek J., Tabor J., Wilniewicz P. (red.) 2005. Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Monografia faunistyczna. Bogucki Wydawnictwo Naukowe; Kielce.
- Chmielewski S., Stelmach R. (red.) 2009. Ostoje ptaków w Polsce - wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wydawnictwo Naukowe; Poznań.
- Chylarecki P., Jawińska D. 2007. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych – raport z lat 2005-2006. OTOP, Warszawa.
- Chylarecki P., Jawińska D., Kuczyński L. 2006. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych – raport z lat 2003-2004. OTOP, Warszawa.
- Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.) 2009. Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa.
- Cochran W.G. 1977. *Sampling Techniques*. Wiley; New York.
- Colwell R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.1. <purl.oclc.org/estimates>
- Czapulak A., Lontkowski J., Nawrocki P., Stawarczyk T. 1987. ABC obserwatora ptaków. Muzeum Okręgowe w Radomiu; Radom.
- Daan S., Deerenberg C., Dijkstra C. 1996. Increased daily work precipitates natural death in the kestrel. *Journal of Animal Ecology* 65: 539-544.
- Daan S., Tinbergen J.M. 1997. Adaptation of life histories. W: Krebs J.R., Davies N.B. (red.), *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*; ss. 311-333. Blackwell Science; Oxford.
- de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. 2005. A bird and small mammal BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). *Biodiversity and Conservation* 14:
- de Lucas M., Janss G.F.E., Whitfield D.P., Ferrer M. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45: 1695-1703.

- Desholm M. 2006. Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis. PhD thesis. Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, NERI, and Dept. of Population Biology, University of Copenhagen. National Environmental Research Institute, Denmark. 128 pp.
- Desholm M., Fox A.D., Beasley P.D.L., Kahlert J. 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148: S76-S89.
- Desholm M., Kahlert J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1: 296-298.
- Devereux C.L., Denny M.J.H., Whittingham M.J. 2008. Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 45: 1689-1694.
- Dillingham P.W. 2010. Generation time and the maximum growth rate for populations with age-specific fecundities and unknown juvenile survival. *Ecological Modelling* 221: 895-899.
- Dillingham P.W., Fletcher D. 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792.
- Drewitt A.L., Langston R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: S29-S42.
- Drewitt A.L., Langston R.H.W. 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 233-266.
- Dürr T. 2011. Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umweltamt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand vom 19 Januar 2011.
- Dürr T., Langgemach T. 2006. Greifvogel als Opfer von Windkraftanlagen. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulearten* 5: 483-490.
- Dyrz A., Grabiński W. Stawarczyk T., Witkowski J. (red.) 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski; Wrocław.
- EC (=European Commission) 2000. Managing Natura 2000. The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/CEE. Office for Official Publications of the European Communities.
- EC (=European Commission) 2002. Assessment of plans and projects significantly affecting Natura 2000 sites. Methodological guidance on the provisions of Article 6(3) and (4) of the Habitats Directive 92/43/EEC. Office for Official Publications of the European Communities.
- EC (=European Commission) 2010. Guidance Document: Wind energy developments and Natura 2000. Brussels.
- Engel J. 2009. Natura 2000 w ocenach oddziaływania przedsięwzięć na środowisko. Ministerstwo Środowiska; Warszawa.
- Erickson W., Johnson G., Young D., Strickland D., Good R., Bourassa M., Bay K., Sernka K. 2002. Synthesis and comparison of baseline avian and bat use, raptor nesting and mortality information from proposed and existing wind developments. 1-124.
- Everaert J. 2008. [Effects of wind turbines on fauna in Flanders: Study results, discussion and recommendations]. INBO.R.2008.44: 1-174.
- Everaert J., Stienen E.W.M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium): Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16: 3345-3359.
- Exo K.-M., Huppopp O., Garthe S. 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. *Wader Study Group Bulletin* 100: 50-53.
- Farfan M.A., Vargas J.M., Duarte J., Real R. 2009. What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 18: 3743-3758.
- Flint P.L., Lance E.W., Sowl K.M., Donnelly T.F. 2010. Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *Journal of Field Ornithology* 81: 206-214.
- Florkiewicz E., Kawicki A. 2009. Postępowania administracyjne w sprawach określonych ustawą z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Ministerstwo Rozwoju Regionalnego; Warszawa.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J., Clevenger A.P., Cutshall C., Dale V., Fahrig L., France R., Goldman C., Heanue K., Jones J., Swanson F., Turrentine T., Winter T. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press; Washington, DC.
- Fox A.D., Desholm M., Kahlert J., Christensen T.K., Peteresen I.K. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: S129-S144.
- Garthe S., Huppopp O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724-734.
- Gibbons D.W., Gregory R.D. 2006. Birds. W: Sutherland W.J. (red.), Ecological Census Techniques: A Handbook.; ss. 308-350. Cambridge University Press; Cambridge.

- Głowaciński Z. (red.) 2001. Polska czerwona księga zwierząt - kregowce. PWRiL, Warszawa.
- Goss-Custard J.D., Sutherland W.J. 1997. Individual behaviour, populations and conservation. W: Krebs J.R., Davies N.B. (red.), Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach. ss. 373-395. Blackwell Science; Oxford.
- Gotelli N.J., Colwell R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gotelli N.J., Colwell R.K. 2011. Estimating species richness. W: Magurran A.E., McGill B.J. (red.), Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. ss. 39-54. Oxford University Press; Oxford.
- Grajetzky B., Hoffmann M., Nehls G. 2011. BMU-Projekt Greifvögel und Windkraft. Teilprojekt Wiesenweihe. Telemetrische Untersuchungen. NABU.
- Gregory M. 2007. Windfarms and golden eagles, the Argyll experience. *Scottish Bird News* 84: 14-15.
- Gregory R.D., Gibbons D.W., Donald P.F. 2004. Bird census and survey techniques. W: Sutherland W.J., Newton I., Green R.E. (red.), Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. ss. 17-55. Oxford University Press; Oxford.
- Grunkorn T., Diederichs A., Stahl B., Poszig D., Nehls G. 2005. Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Endbericht. BioConsult SH.
- Gruver J., Sonnenburg M., Bay K., Erickson W. 2009. Post-construction bat and bird fatality study at the Blue Sky Green Field Wind Energy Center, Fond du Lac County, Wisconsin. July 21, 2008 - October 31, 2008 and March 15, 2009 - June 4, 2009. WEST Inc., Cheyenne, Wyoming.
- 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., Clausager I. 1998. Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. NERI Tech. Report No. 227: 1-61.
- Guziak R., Jakubiec Z. (red.) 2006. Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w Polsce w roku 2004. Wyniki VI Międzynarodowego Spisu Bociana Białego. PTPP "pro Natura"; Wrocław.
- Harrison X.A., Blount J.D., Inger R., Norris D.R., Bearhop S. 2010. Carry-over effects as drivers of fitness differences in animals. *Journal of Animal Ecology* 80: 4-18.
- Higgins K.F., Osborn R.G., Naugle D.E. 2007. Effects of wind turbines on birds and bats in southwestern Minnesota, U.S.A. W: de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. (Eds.), Birds and Wind Farms. Risk Assessment and Mitigation; ss. 153-175. Quercus; Madrid.
- Hodos W. 2003. Minimization of motion smear: reducing avian collisions with wind turbines. NREL/SR-500-33249: 1-43.
- Hoover S.I., Morrison M.L. 2005. Behavior of Red-tailed hawks in a wind turbine development. *Journal of Wildlife Management* 69: 150-159.
- Hötter H. 2006. The impact of repowering of wind farms on birds and bats. NABU.
- Hötter H., Thomsen K., Koster H. 2004. Auswirkungen Regenerativer Energiegewinnung Auf die Biologische Vielfalt an Beispiel der Vögel und der Fledermäuse - Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, Ornithologische Kriterien Zum Ausbau Von Regenerativen Energiegewinnungsformen. NABU.
- Hunt G. 2002. Golden eagles in a perilous landscape: Predicting the effects of mitigation for wind turbine blade-strike mortality. Report No. P500-02-043F.
- Huppopp O., Dierschke J., Exo K.-M., Fredrich E., Hill R. 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148: S90-S109.
- Huppopp O., Dierschke J., Wendeln H. 2004. Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. *Ber. Vogelschutz* 41: 127-218.
- Huppopp O., Exo K.-M., Garthe S. 2002. Empfehlungen für projektbezogene Untersuchungen möglicher bau- und betriebsbedingter Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf Vogel. *Ber. Vogelschutz* 39: 77-94.
- Huso M. 2008. A comparison of estimators of bat (and bird) fatality at wind power generation facilities. NWCC Wind Wildlife Research Meeting VII, October 28-29, 2008; Milwaukee, Wisconsin.
- Huso M.M.P. 2011. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22: 318-329.
- Illner H. 2011. Comments on the report "Wind Energy Developments and Natura 2000", edited by the European Commission in October 2010.; <http://abunaturschutz.de/images/H_Illner_15Febr2011_comments_EU-Guidance_wind_turbines_NATURA_2000.pdf>
- IUCN 2001. IUCN Red List categories and criteria. Version 3.1. Gland.

- Jakubiec Z. 2003. Skróty łacińskich nazw ptaków oraz niektóre oznaczenia wykorzystywane w badaniach terenowych. *Notatki Ornitologiczne* 44: 121-126.
- Jiguet F., Villarubias S. 2004. Satellite tracking of breeding black storks *Ciconia nigra*: new incomes for spatial conservation issues. *Biological Conservation* 120: 153-160.
- Johnson G.D., Erickson W.P., Strickland M.D., Shepherd M.F., Shepherd D.A. 2000. Avian monitoring studies at the Buffalo Ridge, Minnesota Wind Resource Area: Results of a 4-year study. 1-273.
- Johnson G.D., Erickson W.P., Strickland M.D., Shepherd M.F., Shepherd D.A., Sarappo S.A. 2002. Collision mortality of local and migrant birds at a large-scale wind-power development on Buffalo Ridge, Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 30: 879-887.
- Johnson G.D., Strickland M.D., Erickson W.P., Young D.P.Jr. 2007. Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts to birds. W: de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. (red.), *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*; ss. 241-2 57. Quercus; Madrid.
- KE (=Komisja Europejska) 2007. Zarządzanie obszarami Natura 2000. Postanowienia artykułu 6 dyrektywy "siedliskowej" 92/43/EWG. Warszawa. Komisja Europejska/WWF.
- Kepel A., Ciechanowski M., Jaros J. 2011. Wytyczne dotyczące oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na nietoperze. GDOŚ, Warszawa.
- Kerlinger P., Gehring J., Erickson W.P., Curry R., Jain A., Guarnaccia J. 2010. Night migrant fatalities and obstruction lighting at wind turbines in North America. *Wilson Journal of Ornithology* 122: 744-754.
- Kostecke R.M., Linz G.M., Bleier W.J. 2001. Survival of avian carcasses and photographic evidence of predators and scavengers. *Journal of Field Ornithology* 72: 439-447.
- Krijgsveld K.L., Akershoek K., Schenk F., Dijk F., Dirksen S. 2009. Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea* 97: 357-366.
- Krone O., Gippert M., Grunkorn T., Treu G. 2010. Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Teilprojekt Seeadler. NABU.
- Krone O., Langgemach T., Sommer P., Kenntner N. 2002. Krankheiten und Todesursachen von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland. *Corax* 19: S102-S108.
- Kruckenbergh H., Jaene J. 1999. Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Blassgänse in Rheinland (Landkreis Leer, Niedersachsen). *Natur und Landschaft* 74: 420-427.
- Lacy R.C., Borbat M., Pollak J.P. 2003. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.
- Langston R.H.W., Fox A.D., Drewitt A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. *Ibis* 148: S210-S216.
- Langston R.H.W., Pullan J.D. 2003. Wind farm and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues.
- Larsen J.K., Clausen P. 2002. Potential wind park impacts on Whooper Swans in winter: the risk of collision. *Waterbirds* 25: 327-330.
- Larsen J.K., Guillemette M. 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Ławicki Ł., Staszewski A., Czeraszewicz R. 2010. Wędrownka i zimowanie gęsi zbożowej *Anser fabalis* i gęsi białoczelnej *A. albifrons* na Pomorzu Zachodnim w latach 1991-2008. *Ornis Polonica* 51: 93-106.
- 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.
- Madders M., Whitfield D.P. 2006. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis* 148: S43-S56.
- Magurran A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Malden.
- Martin G.R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- Martin G.R., Shaw J.M. 2010. Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biological Conservation* 143: 2695-2702.
- Masden E.A., Fox A.D., Furness R.W., Bullman R., Haydon D.T. 2010. Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework. *Environmental Impact Assessment Review* 30: 1-7.
- Masden E.A., Haydon D.T., Fox A.D., Furness R.W., Bullman R., Desholm M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66: 746-7 53.
- May, R., Hoel, P.L., Langston, R., Dahl, E.L., Bevanger, K., Reitan, O., Nygård, T., Pedersen, H.C., Røskaft, E. & Stokke, B.G. 2010. *Collision risk in white-tailed eagles. Modelling collision risk using vantage point observations in Smøla wind-power plant*. NINA Report 639. Trondheim.
- Meissner W., Sikora A., Antczak J., Guentzel S. 2006. Liczebność i rozmieszczenie siewek złotych *Pluvialis apricaria* i czajek *Vanellus vanellus* w Polsce jesienią 2003 roku. *Notatki Ornitologiczne* 47: 11-22.

- Meyburg B.U., Meyburg C. 2009. Hohe Mortalität bei Jung- und Altvögeln: Todesursachen von Schreiadlern. *Falke* 56: 382-388.
- Mikusek R. (red.) 2005. Metody badań i ochrony sów. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych; Kraków.
- Morris W.F., Doak D.F. 2002. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer.
- Morrison M.L., Sinclair K., Thelander C.G. 2007. A sampling framework for conducting studies of the influence of wind energy developments on birds and other animals. W: de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. (red.), *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*.; ss. 101-115. Quercus; Madrid.
- National Wind Coordinating Committee 2004. Wind turbine interactions with birds and bats: A summary of research results and remaining questions. Fact sheet: second edition. 2nd:
- Newton I. 2008. *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press; London.
- Niel C., Lebreton J.-D. 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- O'Grady J.J., Reed D.H., Brook B.W., Frankham R. 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118: 513-520.
- Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Langston R.H.W., Bainbridge I.P., Bullman R. 2009. The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology* 46: 1323-1331.
- Petersen I.K., Christensen T.K., Kahlert J., Desholm M., Fox A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report.
- Pettersson J. 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999-2003. 1-124.
- Ponce C., Alonso J.C., Argandona G., Garcia Fernandez A., Carrasco M. 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation* 13: 603-612.
- Possingham H.P., Andelman S.J., Burgman M.A., Medellin R.A., Master L.L., Keith D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 503-507
- Poulton V. 2010. Summary of post-construction monitoring at wind projects relevant to Minnesota, identification of data gaps, and recommendations for further research regarding wind-energy development in Minnesota. West Inc. Cheyenne, Wyoming.
- Profus P., Jerzak L. 2009. Bocian biały *Ciconia ciconia*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.), *Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią*; ss. 144-153. GIOŚ, Warszawa.
- Prosser P., Natrass C., Prosser C. 2008. Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by predators and scavengers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71: 601-608.
- PSEW (=Polskie Stowarzyszenie Energetyki Wiatrowej) 2008. Wytyczne w zakresie oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki. PSEW; Szczecin.
- Rasran L., Hötter H., Durr T. 2010. Teilprojekt Totfundanalyse. Analyse der Kollisionumstände von Greifvögeln mit Windkraftanlagen. NABU.
- Rodziewicz M. 2008. Monitoring powykonawczy ptaków na farmie wiatrowej Kisielice-Łodygowo. Raport 2007, październik - grudzień. Iberdrola Energia Odnawialna Sp. z o.o.; Warszawa.
- Rodziewicz M. 2009. Monitoring powykonawczy ptaków na farmie wiatrowej Kisielice-Łodygowo. Raport 2008, styczeń - grudzień. Iberdrola Energia Odnawialna Sp. z o.o.; Jerzwałd..
- Rodziewicz M. 2010. Monitoring powykonawczy ptaków na farmie wiatrowej Kisielice-Łodygowo. Raport 2009, styczeń - grudzień. Iberdrola Renewables Polska Sp. z o.o.; Jerzwałd.
- Runge M.C., Sauer J.R., Avery M.L., Blackwell B.F., Koneff M.D. 2009. Assessing allowable take of migratory birds. *Journal of Wildlife Management* 73: 556-565.
- Scheller W. 2008. Standortwahl von Windenergieanlagen und Auswirkungen auf die Schreiadlerbrutplätze in Mecklenburg-Vorpommern. *Naturschutzarbeiten für Mecklenburg-Vorpommern* 50: 12-22.
- Shoenfeld P.S. 2004. Suggestions regarding avian mortality extrapolation. Niepublikowany maszynopis.
- Sikora A. 2009. Metodyka liczenia żurawi *Grus grus* na zlotowiskach - propozycja monitoringu w Polsce. *Notatki Ornitologiczne* 50: 29-41.
- Sikora, A., Rohde, Z., Gromadzki, M., Neubauer, G. & Chylarecki, P. (red.) 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985-2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Simons T.R., Pollock K.H., Wettroth J.M., Alldredge M.W., Pacifici K., Brewster J. 2009. Sources of measurement error, misclassification error, and bias in auditory avian point count data. W: Thomson D.L., Cooch E.G., Conroy M.J. (red.), *Modeling Demographic Processes in Marked Populations*. ss. 237-254. Springer Science+Business Media; New York.

- Smallwood K.S. 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management* 71: 2781-2791.
- Smallwood K.S., Bell D.A., Snyder S.A., DiDonato J.E. 2010. Novel scavenger removal trials increase wind turbine-caused avian fatality estimates. *Journal of Wildlife Management* 74: 1089-1097.
- Smallwood K.S., Karas B. 2009. Avian and bat fatality rates at old-generation and repowered wind turbines in California. *Journal of Wildlife Management* 73: 1062-1071.
- Smallwood K.S., Neher L.A., Bell D.A., DiDonato J.E., Karas B.R., Snyder S.A., Lopez S.R. 2009. Range management practices to reduce wind turbine impacts on Burrowing Owls and other raptors in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. California Energy Commission Report No. CEC-500-2008-080.
- Smallwood K.S., Rugge L.M., Morrison M.L. 2009. Influence of behavior on bird mortality in wind energy developments. *Journal of Wildlife Management* 73: 1082-1098.
- Smallwood K.S., Thelander C.G. 2004. Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California Energy Commission Report No. CEC-500-04-052.
- Smallwood K.S., Thelander C.G. 2008. Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management* 72: 215-223.
- Smallwood K.S., Thelander C.G., Morrison M.L., Rugge L.M. 2007. Burrowing owl mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. *Journal of Wildlife Management* 71: 1513-1524.
- SNH (=Scottish Natural Heritage) 2000. Guidance: Windfarms and birds – Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action.
- SNH (=Scottish Natural Heritage) 2010. Use of avoidance rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model. SNH Avoidance Rate Information & Guidance Note.
- Stanisz A. 2007. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 3. Analizy wielowymiarowe. StatSoft Polska; Kraków.
- Stewart G.B., Pullin A.S., Coles C.F. 2007. Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34: 1-11.
- Stubben C., Milligan B. 2007. Estimating and analyzing demographic models using the popbio package in R. *Journal of Statistical Software* 22: 11-11.
- Telleria J.L. 2009. Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment. *Biodiversity and Conservation* 18: 1781-1791.
- Thelander C.G., Smallwood K.S. 2007. The Altamont Pass Wind Resource Area's effects on birds: A case history. W: de Lucas M., Janss G.F.E., Ferrer M. (Eds.), *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*; ss. 25-46. Quercus; Madrid.
- Thompson S.K. 2002. Sampling. Wiley; New York.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski: rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP "pro Natura", Wrocław.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.) 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985-1991. Biologica Silesiae; Wrocław.
- Walker D., McGrady M.J., McCluskie A., Madders M., McLeod D.R.A. 2005. Resident Golden Eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. *Scottish Birds* 25: 24-40.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) 2010. *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP; Marki.
- Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. (red.) 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne; Lublin.
- Wuczyński A. 2009. Wpływ farm wiatrowych na ptaki. Rodzaje oddziaływań, ich znaczenie dla populacji ptasich i praktyka badań w Polsce. *Notatki Ornitologiczne* 50: 206-227.
- Wuczyński A., Smyk B. 2010. Liczebność i rozmieszczenie gęsi na Dolnym Śląsku w okresie migracyjnym i zimowym 2009/2010. *Ornis Polonica* 51: 204-219.
- Wylegala P., Krąkowski B. 2010. Liczebność i rozmieszczenie gęsi w czasie wędrówki i zimowania w Wielkopolsce w latach 2000-2009. *Ornis Polonica* 51: 107-116.
- Young D.P.Jr., Strickland D., Erickson W.P., Bay K.J., Canterbury R., Mabey T.J., Cooper B.A., Plissner J.H. 2004. Baseline avian studies Mount Storm Wind Power Project.
- Zieliński P., Bela G., Kwitowski K. 2007. Report on monitoring influence of wind farm operating near Gniezdźewo (gmina of Puck, pomorskie voivodeship) on birds. *Dipol Sp. z o.o.*; Gdańsk.
- Zieliński P., Bela G., Marchlewski A. 2008. Report on monitoring of the wind farm impact on birds in the vicinity of Gniezdźewo (gmina Puck, pomorskie voivodeship). *Dipol Sp. z o.o.*; Gdańsk.
- Zieliński P., Bela G., Marchlewski A. 2009. Monitoring of birds - report from searching of the wind farm near Gniezdźewo (gmina Puck, woj. pomorskie). *Dipol Sp. z o.o.*; Gdańsk.

Zieliński P., Bela G., Marchlewski A. 2010. Raport dotyczący monitoringu wpływu działalności farmy wiatrowej w okolicy Gnieźdżewa (gmina Puck, woj. pomorskie) na ptaki. Dipol Sp. z o.o.; Gdańsk.

PROJEKT

Źródła ilościowych danych o kolizyjności ptaków na farmach wiatrowych w Ameryce Północnej i Europie wykorzystane do sporządzenia rozkładu natężenia liczby zderzeń wykorzystanego w Wytycznych (rozdz. 3 i rozdz. 5.4). Pełne dane bibliograficzne każdej z wymienionych pozycji podane są w spisie literatury zestawionym na końcu zasadniczego opracowania,

Arnett et al. 2007
Barclay et al. 2007
BioConsult 2010
De Lucas et al. 2008
Downes et al. 2008
Erickson et al. 2008
Everaert 2008
Farfan et al. 2009
Fiedler et al. 2007
Gruver et al. 2009
Hotker 2006
Kerlinger et al. 2006
Kocvara et al. 2008
Krijgsveld et al. 2009
Poulton 2010
Rodziewicz 2008, 2009, 2010
Stantec 2008
Stantec 2010
Strickland 2007
Tierney 2009
TRC 2008
Young et al. 2009
Zieliński et al. 2007, 2008, 2009, 2010

Tabela Z2.1. Gatunki wskaźnikowe dla oceny walorów ornitologicznych terenu w prognozach OOS dla planów i programów o zasięgu krajowym i wojewódzkim.

Nazwa naukowa	Nazwa polska
<i>Acrocephalus paludicola</i>	Wodniczka
<i>Aquila chrysaetos</i>	Orzeł przedni
<i>Aquila clanga</i>	Orlik grubodzioby
<i>Aquila pennata</i>	Orzełek włochaty
<i>Aquila pomarina</i>	Orlik krzykliwy
<i>Asio flammeus</i>	Uszatka błotna
<i>Aythya nyroca</i>	Podgorzałka
<i>Botaurus stellaris</i>	Bąk
<i>Bubo bubo</i>	Puchacz
<i>Ciconia ciconia</i>	Bocian biały
<i>Ciconia nigra</i>	Bocian czarny
<i>Circaetus gallicus</i>	Gadożer
<i>Coracias garrulus</i>	Kraska
<i>Falco cherrug</i>	Raróg
<i>Falco peregrinus</i>	Sokół wędrowny
<i>Gallinago media</i>	Dubelt
<i>Grus grus</i>	Żuraw
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Bielik
<i>Lanius minor</i>	Dzierzba czarnoczelna
<i>Lanius senator</i>	Rudogłówka
<i>Limosa limosa</i>	Rycyk
<i>Milvus migrans</i>	Kania czarna
<i>Milvus milvus</i>	Kania rdzawa
<i>Numenius arquata</i>	Kulik wielki
<i>Pandion haliaetus</i>	Rybołów
<i>Sternula albifrons</i>	Rybitwa białoczelna
<i>Sterna sandvicensis</i>	Rybitwa czubata
<i>Strix uralensis</i>	Puszczyk uralski
<i>Tetrao tetrix</i>	Cietrzew
<i>Tetrao urogallus</i>	Głuszec

Tabela Z3.1. Gatunki kluczowe dla oceny walorów ornitologicznych terenu w raportach OOS. W kolumnie "Powierzchnia" zaznaczono obszar, który dla danego gatunku należy objąć cenzusem (A – obszar farmy, B – obszar bufora 2 km wokół farmy).

Nazwa naukowa	Nazwa polska	Powierzchnia
Falconiformes (wszystkie gatunki)	Drapieżne (wszystkie gatunki)	A+B
Charadrii (wszystkie gatunki)	Siewkowce (wszystkie gatunki)	A+B ¹
Strigiformes (wszystkie gatunki)	Sowy (wszystkie gatunki)	A+B
Acrocephalus paludicola	Wodniczka	A
Alcedo atthis	Zimorodek	A
Anas acuta	Rożeniec	A+B
Anas penelope	Świstun	A+B
Anas platyrhynchos	Krzyżówka	A
Apus apus	Jerzyk	A
Anthus campestris	Świergotek polny	A
Ardea cinerea	Czapla siwa	A+B
Ardea purpurea	Czapla purpurowa	A+B
Aythya nyroca	Podgorzałka	A+B
Bonasa bonasia	Jarząbek	A+B
Botaurus stellaris	Bąk	A+B
Caprimulgus europaeus	Lelek	A+B
Carduelis (flammea) cabaret	Czczotka	A
Casmerodius albus	Czapla biała	A+B
Chlidonias hybridus	Rybitwa białowąsa	A+B
Chlidonias leucopterus	Rybitwa białoskrzydła	A+B
Chlidonias niger	Rybitwa czarna	A+B
Ciconia ciconia	Bocian biały	A+B
Ciconia nigra	Bocian czarny	A+B
Coracias garrulus	Kraska	A+B
Corvus corax	Kruk	A+B
Corvus frugilegus	Gawron	A+B
Crex crex	Derkacz	A
Cygnus cygnus	Łabędź krzykliwy	A+B
Dendrocopos leucotos	Dzięcioł białogrzbiety	A+B
Dendrocopos medius	Dzięcioł średni	A+B
Dendrocopos syriacus	Dzięcioł białoszyi	A+B
Dryocopus martius	Dzięcioł czarny	A+B
Egretta garzetta	Czapla nadobna	A+B
Emberiza calandra	Potrzeszcz	A
Emberiza hortulana	Ortolan	A
Ficedula albicollis	Muchołówka białoszyja	A
Ficedula parva	Muchołówka mała	A
Galerida cristata	Dzierlatka	A

¹ Wszystkie gatunki, z wyjątkiem czajki *Vanellus vanellus*, która powinna być liczona wyłącznie w granicach powierzchni A.

Grus grus	Żuraw	A+B
Ixobrychus minutus	Bączek	A+B
Lanius collurio	Gąsiorek	A
Lanius minor	Dzierzba czarnoczelna	A
Lanius senator	Rudogłówka	A
Larus argentatus <i>sensu lato</i>	"Mewa srebrzysta" ²	A+B
Larus canus	Mewa siwa	A+B
Larus fuscus	Mewa żółtonoga	A+B
Larus melanocephalus	Mewa czarnogłowa	A+B
Larus minutus	Mewa mała	A+B
Larus ridibundus	Mewa śmieszka	A+B
Lullula arborea	Lerka	A
Mergus merganser	Nurogęs	A+B
Mergus serrator	Szlachar	A+B
Merops apiaster	Żołna	A+B
Monticola saxatilis	Nagórnik	A+B
Netta rufina	Hełmiatka	A+B
Nycticorax nycticorax	Ślepowron	A+B
Panurus biarmicus	Wąsatka	A
Phalacrocorax carbo	Kormoran	A+B
Picoides tridactylus	Dzięcioł trójpalczasty	A+B
Picus canus	Dzięcioł zielonosiwy	A+B
Podiceps auritus	Perkoz rogaty	A+B
Porzana parva	Zielonka	A
Porzana porzana	Kropiatka	A
Prunella collaris	Płochacz halny	A+B
Riparia riparia	Brzegówka	A
Somateria mollissima	Edredon	A+B
Sternula albifrons	Rybitwa białoczelna	A+B
Sterna hirundo	Rybitwa rzeczna	A+B
Sterna sandvicensis	Rybitwa czubata	A+B
Sylvia nisoria	Jarzębatka	A
Tadorna tadorna	Ohar	A+B
Tetrao tetrix	Cietrzew	A+B
Tetrao urogallus	Głuszec	A+B
Tichodroma muraria	Pomurnik	A+B

² Nadgatunek obejmujący, obok mewy srebrzystej w wąskim znaczeniu słowa (*Larus argentatus*), również mewę białogłową (*Larus cachinnans*) oraz mewę romańską (*Larus michahelis*)

Załącznik 4. Formularze rejestracji obserwacji ptaków w ramach prac terenowych w modułach M1, M2 i M4

Tabela Z4.1.Przykładowy formularz danych z zapisem obserwacji na transektach (moduł M1). Dla ptaków lecących, kolumny "pod", "w" oraz "nad" oznaczają strefy wysokości odpowiadające pułapowi przelotu pod poziomem rotora planowanych siłowni, w obrębie zasięgu rotora oraz nad rotorem. W kolumnie "Odcinek transektu" podawane są kolejne 1-kilometrowe odcinki transektu oznaczone kolejnymi literami alfabetu.

Projekt farmy	Błotnik	Obserwator	Jan Kowalski	Data obserwacji	20.03.2010
Transekt	T4	Początek obserwacji (hh:mm)	10:12	Koniec obserwacji (hh:mm)	10:58

Gatunek	Liczba osobników	Płeć/ wiek	Siedzące			Lecące			Kierunek przelotu	Odcinek transektu	Uwagi	Pogoda
			Odległość od obserwatora			Strefa wysokości						
			0–25 m	25-100 m	> 100 m	pod	w	nad				
A	1		1							a		
AB	1	M		1		1				a		
B	1						1		NE	a		
ANS FAB	100						100	100	E	b		
W	40			40		40	40			c		

Tabela Z4.2. Przykładowy formularz danych wraz z zapisem obserwacji z punktu obserwacyjnego (moduł M2). Oznaczenia jak w tab. Z4.1.

Projekt farmy	Błotnik	Obserwator	Jan Kowalski	Data obserwacji	20.03.2010
Punkt obserwacyjny	P3	Początek obserwacji (hh:mm)	07:30	Koniec obserwacji (hh:mm)	08:30

Gatunek	Liczba osobników	Płeć/wiek	Kierunek lotu	N osobników			N obserwacji			Godzina obserwacji	Uwagi	Pogoda
				Strefa wysokości								
				pod	w	nad	pod	w	nad			
COF	100		SE		100			1		07:31	z 50 COM	
COM	50		SE		50			1		07:35	z 100 COF	
S + W	120		NE		120			1		07:37	ok. 70% S	
ACG	1	ad.	krąży	1	1		1	1		07:42		
B	2		krążą	2	2	2	1	1	1	07:43		Zaczyna mżyć
A	4		stacjon.	3	1		1	1		07:50		
L	1		stacjon.	1			1			07:50		Koniec deszczu

<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>

ccc
gn z zad
wiskie
per
100 m

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
1	Gavia stellata	1370,0	1900,0	1729,0	średnie2
2	Gavia arctica	-1,0	-1,0	-1,0	średnie2
3	Gavia immer	2780,0	4480,0	-1,0	duże
4	Gavia adamsii	3700,0	6300,0	-1,0	duże
5	Tachybaptus ruficollis	-1,0	-1,0	-1,0	
6	Podiceps cristatus	-1,0	-1,0	-1,0	
7	Podiceps grisegena	-1,0	-1,0	-1,0	
8	Podiceps auritus	300,0	470,0	449,0	średnie2
9	Podiceps nigricollis	213,0	450,0	-1,0	małe
10	Fulmarus glacialis	-1,0	-1,0	-1,0	
11	Pterodroma madeira	202,0	342,0	254,0	średnie1
12	Pterodroma feae	202,0	342,0	254,0	średnie1
13	Bulweria bulwerii	87,0	98,0	-1,0	małe
14	Calonectris diomedea	940,0	1130,0	1014,0	średnie2
17	Puffinus puffinus	350,0	535,0	424,0	średnie2
18	Puffinus mauretanicus	350,0	535,0	424,0	średnie2
19	Puffinus yelkouan	350,0	535,0	424,0	średnie2
20	Puffinus assimilis	170,0	275,0	226,0	średnie1
21	Pelagodroma marina	42,0	60,0	48,9	małe
22	Hydrobates pelagicus	23,0	29,0	25,3	małe
23	Oceanodroma leucorhoa	41,0	48,0	44,9	małe
24	Oceanodroma castro	28,5	56,5	41,7	małe
25	Morus bassanus	2470,0	3470,0	2932,0	duże
26	Phalacrocorax carbo	2020,0	2810,0	2423,0	duże
27	Phalacrocorax aristotelis	-1,0	-1,0	1930,0	średnie2
28	Phalacrocorax pygmeus	650,0	870,0	-1,0	średnie2
29	Pelecanus onocrotalus	-1,0	-1,0	11000,0	duże
30	Pelecanus crispus	10500,0	12000,0	-1,0	duże
31	Botaurus stellaris	966,0	1940,0	-1,0	średnie2
32	Ixobrychus minutus	145,0	150,0	149,0	średnie1
33	Nycticorax nycticorax	600,0	800,0	682,0	średnie2
34	Ardeola ralloides	230,0	350,0	285,0	średnie1
35	Bubulcus ibis	300,0	400,0	311,0	średnie1
36	Egretta garzetta	496,0	614,0	-1,0	średnie2
37	Casmerodius albus	960,0	1680,0	-1,0	średnie2
38	Ardea cinerea	1071,0	2073,0	1505,0	średnie2
39	Ardea purpurea	617,0	1218,0	-1,0	średnie2
40	Ciconia nigra	-1,0	-1,0	3000,0	duże
41	Ciconia ciconia	2610,0	4400,0	3571,0	duże
42	Plegadis falcinellus	557,0	768,0	-1,0	średnie2
43	Geronticus eremita	-1,0	-1,0	-1,0	
44	Platalea leucorodia	1323,0	1960,0	-1,0	średnie2
45	Phoenicopterus roseus	300,0	4100,0	3579,0	duże
46	Cygnus olor	10600,0	13500,0	11900,0	duże
47	Cygnus columbianus	4900,0	7800,0	6400,0	duże
48	Cygnus cygnus	8500,0	14000,0	-1,0	duże
49	Anser fabalis	2690,0	4060,0	3198,0	duże
50	Anser brachyrhynchus	1900,0	3350,0	2620,0	duże
51	Anser albifrons	1757,0	3340,0	2290,0	duże
52	Anser erythropus	1400,0	2000,0	-1,0	średnie2
53	Anser anser	2740,0	4560,0	3581,0	duże
54	Anser caerulescens	2155,0	3402,0	2744,0	duże
55	Branta canadensis	4170,0	5410,0	4880,0	duże
56	Branta leucopsis	1370,0	2400,0	1827,0	średnie2
57	Branta bernicla	-1,0	-1,0	1457,0	średnie2

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
58	Branta ruficollis	1050,0	1625,0	-1,0	średnie2
59	Tadorna ferruginea	1200,0	1600,0	1385,0	średnie2
60	Tadorna tadorna	830,0	1500,0	1203,0	średnie2
61	Anas penelope	400,0	1090,0	760,0	średnie2
62	Anas strepera	470,0	1300,0	780,0	średnie2
63	Anas crecca	163,0	500,0	334,0	średnie1
64	Anas platyrhynchos	850,0	1572,0	1144,0	średnie2
65	Anas acuta	550,0	1300,0	856,0	średnie2
66	Anas querquedula	250,0	600,0	345,0	średnie1
67	Anas clypeata	300,0	1000,0	650,0	średnie2
68	Marmaronetta angustirostris	535,0	590,0	-1,0	średnie2
69	Netta rufina	900,0	1420,0	1188,0	średnie2
70	Aythya ferina	585,0	1300,0	952,0	średnie2
71	Aythya nyroca	440,0	740,0	569,0	średnie2
72	Aythya fuligula	400,0	1028,0	744,0	średnie2
73	Aythya marila	744,0	1372,0	1063,0	średnie2
74	Somateria mollissima	1384,0	2875,0	2266,0	duże
75	Somateria spectabilis	1367,0	2013,0	1696,0	średnie2
76	Polysticta stelleri	670,0	900,0	794,0	średnie2
77	Histrionicus histrionicus	582,0	710,0	-1,0	średnie2
78	Clangula hyemalis	616,0	955,0	780,0	średnie2
79	Melanitta nigra	642,0	1450,0	1037,0	średnie2
80	Melanitta fusca	1517,0	1980,0	1718,0	średnie2
81	Bucephala islandica	1191,0	1304,0	-1,0	średnie2
82	Bucephala clangula	750,0	1245,0	1037,0	średnie2
83	Mergellus albellus	565,0	650,0	622,0	średnie2
84	Mergus serrator	947,0	1350,0	1197,0	średnie2
85	Mergus merganser	1581,0	1890,0	1733,0	średnie2
86	Oxyura leucocephala	600,0	800,0	755,0	średnie2
87	Pernis apivorus	440,0	1050,0	716,0	szponiaste
88	Elanus caeruleus	-1,0	-1,0	230,0	szponiaste
89	Milvus migrans	630,0	928,0	807,0	szponiaste
90	Milvus milvus	757,0	1221,0	956,0	szponiaste
91	Haliaeetus albicilla	3075,0	5430,0	4014,0	szponiaste
92	Gypaetus barbatus	4500,0	7000,0	5680,0	szponiaste
93	Neophron percnopterus	1975,0	2400,0	-1,0	szponiaste
94	Gyps fulvus	7500,0	10500,0	-1,0	szponiaste
95	Aegypius monachus	7000,0	11500,0	-1,0	szponiaste
96	Circaetus gallicus	1180,0	2000,0	1664,0	szponiaste
97	Circus aeruginosus	406,0	667,0	500,0	szponiaste
98	Circus cyaneus	300,0	400,0	346,0	szponiaste
99	Circus macrourus	235,0	385,0	322,0	szponiaste
100	Circus pygargus	227,0	305,0	261,0	szponiaste
101	Accipiter gentilis	517,0	1110,0	776,0	szponiaste
102	Accipiter nisus	110,0	196,0	144,0	szponiaste
104	Accipiter brevipes	155,0	223,0	-1,0	szponiaste
105	Buteo buteo	427,0	1183,0	780,0	szponiaste
106	Buteo rufinus	590,0	1281,0	1035,0	szponiaste
107	Buteo lagopus	600,0	1128,0	842,0	szponiaste
108	Aquila pomarina	1325,0	1975,0	-1,0	szponiaste
109	Aquila clanga	1665,0	1925,0	1770,0	szponiaste
110	Aquila nipalensis	1950,0	3110,0	2459,0	szponiaste
111	Aquila heliaca	2450,0	2718,0	-1,0	szponiaste
112	Aquila adalberti	2450,0	2718,0	-1,0	szponiaste
113	Aquila chrysaetos	2840,0	4550,0	3572,0	szponiaste

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
114	Hieraaetus pennatus	510,0	770,0	709,0	szponiaste
115	Hieraaetus fasciatus	1712,0	2386,0	-1,0	szponiaste
116	Pandion haliaetus	1120,0	1740,0	1428,0	szponiaste
117	Falco naumanni	90,0	172,0	-1,0	szponiaste
118	Falco tinnunculus	193,0	238,0	213,0	szponiaste
119	Falco vespertinus	130,0	164,0	-1,0	szponiaste
120	Falco columbarius	125,0	234,0	162,0	szponiaste
121	Falco subbuteo	131,0	232,0	-1,0	szponiaste
122	Falco eleonora	-1,0	-1,0	350,0	szponiaste
123	Falco biarmicus	500,0	600,0	-1,0	szponiaste
124	Falco cherrug	730,0	950,0	-1,0	szponiaste
125	Falco rusticolus	805,0	1300,0	1115,0	szponiaste
126	Falco peregrinus	582,0	750,0	-1,0	szponiaste
127	Falco peregrinoides	330,0	398,0	359,0	szponiaste
128	Bonasa bonasia	305,0	490,0	404,0	średnie2
129	Lagopus lagopus	405,0	750,0	584,0	średnie2
130	Lagopus mutus	243,0	586,0	449,0	średnie2
131	Tetrao tetrix	1000,0	1750,0	1263,0	średnie2
132	Tetrao mlokosiewiczzi	820,0	1005,0	865,0	średnie2
133	Tetrao urogallus	3300,0	6500,0	4251,0	duże
134	Tetraogallus caucasicus	-1,0	-1,0	1933,0	średnie2
135	Tetraogallus caspius	-1,0	-1,0	2685,0	duże
136	Alectoris chukar	460,0	595,0	509,0	średnie2
137	Alectoris graeca	650,0	750,0	-1,0	średnie2
138	Alectoris rufa	500,0	547,0	516,0	średnie2
139	Alectoris barbara	-1,0	-1,0	-1,0	
140	Ammoperdix griseogularis	182,0	238,0	-1,0	średnie1
141	Francolinus francolinus	450,0	500,0	-1,0	średnie2
142	Perdix perdix	325,0	455,0	385,0	średnie1
143	Coturnix coturnix	70,0	140,0	98,0	małe
144	Phasianus colchicus	-1,0	-1,0	1150,0	średnie2
145	Turnix sylvatica	-1,0	-1,0	60,0	małe
146	Rallus aquaticus	88,0	190,0	132,0	średnie1
147	Porzana porzana	62,0	112,0	81,0	małe
148	Porzana parva	30,0	65,0	-1,0	małe
149	Porzana pusilla	42,0	46,0	-1,0	małe
150	Crex crex	135,0	210,0	175,0	średnie1
151	Gallinula chloropus	189,0	493,0	326,0	średnie1
152	Porphyrio porphyrio	720,0	1000,0	869,0	średnie2
153	Fulica atra	676,0	1200,0	888,0	średnie2
154	Fulica cristata	770,0	985,0	-1,0	średnie2
155	Grus grus	3950,0	7000,0	-1,0	duże
156	Grus virgo	2100,0	3060,0	-1,0	duże
157	Tetrax tetrax	600,0	950,0	-1,0	średnie2
158	Chlamydotis undulata	1800,0	2400,0	-1,0	duże
159	Otis tarda	5750,0	18000,0	10558,0	duże
160	Haematopus ostralegus	400,0	745,0	549,0	siewkowe
161	Himantopus himantopus	145,0	289,0	205,0	siewkowe
162	Recurvirostra avosetta	246,0	435,0	-1,0	siewkowe
163	Burhinus oedicnemus	430,0	502,0	475,0	siewkowe
164	Cursorius cursor	102,0	198,0	-1,0	siewkowe
165	Glareola pratincola	68,0	95,0	-1,0	siewkowe
166	Glareola nordmanni	91,0	105,0	98,5	siewkowe
167	Charadrius dubius	33,0	44,0	38,0	siewkowe
168	Charadrius hiaticula	54,0	72,0	62,0	siewkowe

lp	Gatunek	Masa_min	Masa_max	Masa_średnia	Kategoria
169	Charadrius alexandrinus	32,0	56,0	44,0	siewkowe
170	Charadrius leschenaultii	84,0	102,0	82,0	siewkowe
171	Charadrius asiaticus	63,0	91,0	-1,0	siewkowe
172	Eudromias morinellus	86,0	116,0	100,0	siewkowe
173	Pluvialis apricaria	140,0	283,0	214,0	siewkowe
174	Pluvialis squatarola	216,0	318,0	248,0	siewkowe
175	Vanellus spinosus	127,0	159,0	148,0	siewkowe
176	Vanellus indicus	188,0	196,0	-1,0	siewkowe
177	Vanellus gregarius	206,0	260,0	-1,0	siewkowe
178	Vanellus leucurus	-1,0	-1,0	139,0	siewkowe
179	Vanellus vanellus	128,0	330,0	221,0	siewkowe
180	Calidris canutus	107,0	215,0	147,0	siewkowe
181	Calidris alba	44,0	71,0	69,0	siewkowe
182	Calidris minuta	19,0	35,0	29,0	siewkowe
183	Calidris temminckii	21,0	36,0	23,0	siewkowe
185	Calidris ferruginea	44,0	102,0	67,0	siewkowe
186	Calidris maritima	59,0	77,0	67,0	siewkowe
187	Calidris alpina	33,0	60,0	49,0	siewkowe
188	Limicola falcinellus	32,0	42,0	37,0	siewkowe
189	Philomachus pugnax	130,0	267,0	182,0	siewkowe
190	Lymnocyptes minimus	34,0	91,0	55,0	siewkowe
191	Gallinago gallinago	72,0	147,0	100,0	siewkowe
192	Gallinago media	153,0	225,0	-1,0	siewkowe
193	Gallinago stenura	91,0	140,0	-1,0	siewkowe
194	Scolopax rusticola	131,0	420,0	300,0	siewkowe
195	Limosa limosa	160,0	400,0	316,0	siewkowe
196	Limosa lapponica	195,0	383,0	290,0	siewkowe
197	Numenius phaeopus	268,0	550,0	435,0	siewkowe
198	Numenius tenuirostris	225,0	360,0	-1,0	siewkowe
199	Numenius arquata	410,0	1010,0	686,0	siewkowe
200	Tringa erythropus	121,0	167,0	148,0	siewkowe
201	Tringa totanus	85,0	143,0	114,0	siewkowe
202	Tringa stagnatilis	55,0	102,0	72,0	siewkowe
203	Tringa nebularia	135,0	290,0	198,0	siewkowe
204	Tringa ochropus	53,0	93,0	75,0	siewkowe
205	Tringa glareola	46,0	94,0	62,0	siewkowe
206	Xenus cinereus	60,0	121,0	87,0	siewkowe
207	Tringa hypoleucos	33,0	70,0	46,0	siewkowe
208	Arenaria interpres	74,0	154,0	111,0	siewkowe
209	Phalaropus lobatus	28,0	40,0	32,4	siewkowe
210	Phalaropus fulicarius	37,0	68,0	46,0	siewkowe
211	Stercorarius pomarinus	542,0	800,0	653,0	siewkowe
212	Stercorarius parasiticus	301,0	568,0	401,0	siewkowe
213	Stercorarius longicaudus	218,0	303,0	270,0	siewkowe
214	Catharacta skua	1210,0	1410,0	1338,0	siewkowe
215	Larus ichthyaetus	1100,0	1900,0	-1,0	siewkowe
216	Larus melanocephalus	-1,0	-1,0	-1,0	siewkowe
217	Larus minutus	82,0	150,0	-1,0	siewkowe
218	Larus ridibundus	235,0	400,0	300,0	siewkowe
219	Larus genei	320,0	350,0	-1,0	siewkowe
220	Larus audouinii	-1,0	-1,0	-1,0	siewkowe
221	Larus canus	325,0	552,0	431,0	siewkowe
222	Larus fuscus	630,0	1218,0	844,0	siewkowe
223	Larus argentatus	900,0	1440,0	1177,0	siewkowe
224	Larus cachinnans	900,0	1440,0	1177,0	siewkowe

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
225	Larus armenicus	900,0	1440,0	1177,0	siewkowe
226	Larus glaucooides	730,0	863,0	-1,0	siewkowe
227	Larus hyperboreus	1232,0	2215,0	1697,0	siewkowe
228	Larus marinus	1290,0	2272,0	1757,0	siewkowe
229	Xema sabini	175,0	214,0	195,0	siewkowe
230	Rhodostethia rosea	142,0	250,0	-1,0	siewkowe
231	Rissa tridactyla	251,0	512,0	419,0	siewkowe
232	Pagophila eburnea	500,0	687,0	532,0	siewkowe
233	Sterna nilotica	204,0	245,0	-1,0	siewkowe
234	Sterna caspia	500,0	780,0	-1,0	siewkowe
236	Sterna sandvicensis	-1,0	-1,0	229,0	siewkowe
237	Sterna dougallii	92,0	133,0	123,0	siewkowe
238	Sterna hirundo	112,0	137,0	126,0	siewkowe
239	Sterna paradisaea	87,0	119,0	104,0	siewkowe
240	Sterna albifrons	50,0	63,0	57,0	siewkowe
241	Chlidonias hybrida	83,0	94,0	89,0	siewkowe
242	Chlidonias niger	60,0	86,0	73,5	siewkowe
243	Chlidonias leucopterus	60,0	80,0	-1,0	siewkowe
244	Uria aalge	490,0	844,0	649,0	średnie2
245	Uria lomvia	810,0	1080,0	957,0	średnie2
246	Alca torda	524,0	890,0	733,0	średnie2
247	Cepphus grylle	304,0	534,0	406,0	średnie2
248	Alle alle	95,0	173,0	131,0	średnie1
249	Fratercula arctica	305,0	675,0	483,0	średnie2
250	Pterocles orientalis	400,0	460,0	428,0	średnie2
251	Pterocles alchata	225,0	290,0	-1,0	średnie1
252	Columba livia	285,0	370,0	-1,0	średnie1
253	Columba oenas	242,0	365,0	322,0	średnie1
254	Columba palumbus	-1,0	-1,0	477,0	średnie2
255	Columba trocaz	-1,0	-1,0	-1,0	
256	Columba bollii	-1,0	-1,0	-1,0	
257	Columba junoniae	-1,0	-1,0	-1,0	
258	Streptopelia decaocto	115,0	249,0	194,0	średnie1
259	Streptopelia turtur	-1,0	-1,0	144,0	średnie1
260	Streptopelia senegalensis	-1,0	-1,0	102,0	małe
261	Clamator glandarius	153,0	192,0	169,0	średnie1
262	Cuculus canorus	96,0	133,0	124,0	średnie1
263	Cuculus saturatus	75,0	108,0	93,0	małe
264	Tyto alba	240,0	313,0	266,0	średnie1
265	Otus brucei	100,0	110,0	-1,0	małe
266	Otus scops	-1,0	-1,0	83,0	małe
267	Bubo bubo	1570,0	3000,0	-1,0	duże
268	Ketupa zeylonensis	1105,0	1308,0	-1,0	średnie2
269	Nyctea scandiaca	710,0	2500,0	1730,0	średnie2
270	Surnia ulula	215,0	375,0	282,0	średnie1
271	Glaucidium passerinum	50,0	65,0	58,0	małe
272	Athene noctua	105,0	210,0	155,0	średnie1
273	Strix aluco	310,0	540,0	413,0	średnie2
274	Strix uralensis	560,0	712,0	657,0	średnie2
275	Strix nebulosa	660,0	1100,0	884,0	średnie2
276	Asio otus	210,0	331,0	256,0	średnie1
277	Asio flammeus	260,0	396,0	322,0	średnie1
278	Aegolius funereus	98,0	121,0	107,0	małe
279	Caprimulgus europaeus	72,0	101,0	87,0	małe
280	Caprimulgus ruficollis	62,0	75,0	-1,0	małe

lp	Gatunek	Masa_min	Masa_max	Masa_średnia	Kategoria
281	Tachymarptis melba	76,0	120,0	104,0	małe
282	Apus unicolor	-1,0	-1,0	-1,0	
283	Apus apus	33,0	51,0	40,0	małe
284	Apus pallidus	-1,0	-1,0	41,3	małe
285	Apus caffer	18,0	28,0	22,0	małe
286	Apus affinis	18,0	30,0	25,0	małe
287	Halcyon smyrnensis	92,0	110,0	-1,0	małe
288	Alcedo atthis	28,0	35,0	33,0	małe
289	Ceryle rudis	68,0	100,0	82,4	małe
290	Merops persicus	40,0	48,0	-1,0	małe
291	Merops apiaster	44,0	72,0	57,0	małe
292	Coracias garrulus	127,0	160,0	146,0	średnie1
293	Upupa epops	51,0	87,0	69,0	małe
294	Jynx torquilla	34,0	46,0	40,0	małe
295	Picus canus	125,0	165,0	137,0	średnie1
296	Picus viridis	-1,0	-1,0	186,0	średnie1
297	Dryocopus martius	-1,0	-1,0	330,0	średnie1
298	Dendrocopos major	70,0	95,0	88,0	małe
299	Dendrocopos syriacus	76,0	82,0	79,5	małe
300	Dendrocopos medius	53,0	80,0	59,0	małe
301	Dendrocopos leucotos	105,0	112,0	-1,0	małe
302	Dendrocopos minor	21,0	25,0	-1,0	małe
303	Picoides tridactylus	65,0	74,0	70,0	małe
304	Ammomanes deserti	24,0	28,0	-1,0	małe
305	Chersophilus duponti	32,0	47,0	39,4	małe
306	Melanocorypha calandra	57,0	73,0	64,4	małe
307	Melanocorypha bimaculata	52,0	62,0	57,0	małe
308	Melanocorypha leucoptera	40,0	52,0	46,0	małe
309	Melanocorypha yeltoniensis	56,0	67,0	64,0	małe
310	Calandrella brachydactyla	20,0	25,0	21,8	małe
311	Calandrella rufescens	19,0	27,0	24,0	małe
312	Calandrella cheleensis	19,0	27,0	23,0	małe
313	Galerida cristata	38,0	52,0	41,0	małe
314	Galerida theklae	31,0	37,0	34,0	małe
315	Lullula arborea	23,0	35,0	27,0	małe
316	Alauda arvensis	27,0	55,0	39,0	małe
317	Eremophila alpestris	27,0	48,0	37,0	małe
318	Riparia riparia	11,0	17,0	13,0	małe
319	Hirundo rupestris	17,0	23,0	21,0	małe
320	Hirundo rustica	16,0	21,0	19,0	małe
321	Hirundo daurica	-1,0	-1,0	33,0	małe
322	Delichon urbica	-1,0	-1,0	19,0	małe
323	Anthus campestris	20,0	31,0	26,0	małe
324	Anthus berthelotii	16,0	17,0	-1,0	małe
325	Anthus hodgsoni	20,0	22,6	-1,0	małe
326	Anthus trivialis	18,0	28,0	22,0	małe
327	Anthus gustavi	20,0	26,0	23,3	małe
328	Anthus pratensis	15,0	22,0	19,0	małe
329	Anthus cervinus	17,0	24,0	21,0	małe
330	Anthus spinoletta	20,0	29,0	24,0	małe
331	Anthus petrosus	20,0	29,0	24,0	małe
332	Motacilla flava	12,0	27,0	18,0	małe
333	Motacilla citreola	17,0	24,0	21,0	małe
334	Motacilla cinerea	15,0	22,0	18,0	małe
335	Motacilla alba	17,0	26,0	21,0	małe

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
336	Pycnonotus xanthopygos	35,0	46,0	44,0	małe
337	Bombycilla garrulus	45,0	74,0	58,0	małe
338	Cinclus cinclus	58,0	84,0	68,0	małe
339	Troglodytes troglodytes	8,0	13,0	10,0	małe
340	Prunella modularis	15,0	25,0	21,0	małe
341	Prunella montanella	15,5	18,5	-1,0	małe
342	Prunella ocularis	20,0	25,0	-1,0	małe
343	Prunella atrogularis	19,0	20,0	-1,0	małe
344	Prunella collaris	32,0	43,0	-1,0	małe
345	Cercotrichas galactotes	21,0	25,0	22,7	małe
346	Erithacus rubecula	15,0	23,0	17,0	małe
347	Luscinia luscinia	23,0	27,0	24,5	małe
348	Luscinia megarhynchos	17,0	23,0	20,9	małe
349	Luscinia calliope	20,0	25,0	22,6	małe
350	Luscinia svecica	14,8	25,5	18,2	małe
351	Tarsiger cyanurus	12,2	15,2	13,8	małe
352	Irania gutturalis	19,0	27,0	23,0	małe
353	Phoenicurus ochruros	16,0	18,0	-1,0	małe
354	Phoenicurus phoenicurus	10,0	20,0	15,0	małe
355	Phoenicurus erythrogaster	22,0	32,0	25,0	małe
356	Saxicola rubetra	14,0	22,0	17,0	małe
357	Saxicola dacotiae	-1,0	-1,0	-1,0	małe
358	Saxicola torquata	11,0	18,0	14,0	małe
359	Oenanthe isabellina	25,0	34,0	30,0	małe
360	Oenanthe oenanthe	18,0	30,0	24,0	małe
361	Oenanthe pleschanka	15,0	22,0	18,0	małe
362	Oenanthe cypriaca	15,0	22,0	18,0	małe
363	Oenanthe hispanica	13,7	20,1	17,8	małe
364	Oenanthe deserti	16,0	34,0	20,0	małe
365	Oenanthe finschii	24,0	30,0	27,3	małe
366	Oenanthe xanthopyrma	21,0	22,0	21,5	małe
367	Oenanthe leucura	-1,0	-1,0	38,0	małe
368	Monticola saxatilis	40,0	65,0	50,0	małe
369	Monticola solitarius	50,5	63,5	57,0	małe
370	Zoothera dauma	172,0	195,0	-1,0	średnie1
371	Turdus torquatus	92,0	138,0	111,0	małe
372	Turdus merula	81,0	149,0	105,0	małe
373	Turdus ruficollis	76,0	90,0	82,5	małe
374	Turdus pilaris	80,0	120,0	104,0	małe
375	Turdus philomelos	63,0	78,0	72,2	małe
376	Turdus iliacus	47,0	80,0	63,0	małe
377	Turdus viscivorus	96,0	134,0	112,4	małe
378	Cettia cetti	10,0	19,0	15,0	małe
379	Cisticola juncidis	-1,0	-1,0	-1,0	
380	Prinia gracilis	-1,0	-1,0	7,2	małe
381	Locustella lanceolata	10,0	11,8	10,6	małe
382	Locustella naevia	12,9	16,5	14,8	małe
383	Locustella fluviatilis	17,0	23,0	19,2	małe
384	Locustella luscinioides	14,0	20,0	16,0	małe
385	Acrocephalus melanopogon	10,0	13,0	12,0	małe
386	Acrocephalus paludicola	11,5	14,0	-1,0	małe
387	Acrocephalus schoenobaenus	10,0	18,0	12,0	małe
388	Acrocephalus agricola	8,0	13,0	10,0	małe
389	Acrocephalus dumetorum	9,0	15,0	12,0	małe
390	Acrocephalus palustris	11,0	18,0	13,0	małe

lp	Gatunek	Masa_min	Masa_max	Masa_średnia	Kategoria
391	Acrocephalus scirpaceus	9,0	16,0	12,0	małe
392	Acrocephalus arundinaceus	26,0	44,0	32,0	małe
393	Hippolais pallida	-1,0	-1,0	-1,0	małe
394	Hippolais caligata	7,7	10,8	8,9	małe
395	Hippolais languida	13,0	14,0	-1,0	małe
396	Hippolais olivetorum	14,3	22,0	18,1	małe
397	Hippolais icterina	11,0	14,0	13,2	małe
398	Sylvia sarda	9,0	12,0	10,2	małe
399	Sylvia undata	8,8	13,4	-1,0	małe
400	Sylvia conspicillata	8,7	10,0	9,4	małe
401	Sylvia cantillans	9,0	11,0	10,0	małe
402	Sylvia mystacea	7,0	11,0	9,7	małe
403	Sylvia melanocephala	-1,0	-1,0	-1,0	małe
404	Sylvia melanothorax	9,0	14,0	11,0	małe
405	Sylvia rueppelli	12,0	14,5	13,6	małe
406	Sylvia nana	7,0	11,0	9,0	małe
407	Sylvia hortensis	14,6	28,7	21,1	małe
408	Sylvia nisoria	22,0	24,0	23,0	małe
409	Sylvia curruca	10,0	15,0	12,0	małe
410	Sylvia communis	-1,0	-1,0	-1,0	małe
411	Sylvia borin	15,0	29,0	20,0	małe
412	Sylvia atricapilla	11,0	30,0	19,0	małe
413	Phylloscopus trochiloides	7,0	9,0	8,0	małe
414	Phylloscopus borealis	8,0	15,0	11,0	małe
415	Phylloscopus inornatus	5,0	8,0	7,0	małe
416	Phylloscopus bonelli	7,0	12,0	8,0	małe
417	Phylloscopus sibilatrix	7,0	10,0	9,0	małe
418	Phylloscopus sindianus	-1,0	-1,0	-1,0	małe
419	Phylloscopus collybita	7,0	11,0	8,0	małe
420	Phylloscopus brehmii	7,0	11,0	8,0	małe
421	Phylloscopus canariensis	7,0	11,0	8,0	małe
422	Phylloscopus trochilus	7,0	11,0	8,0	małe
423	Regulus regulus	5,0	8,0	6,0	małe
424	Regulus teneriffae	5,0	8,0	6,0	małe
425	Regulus ignicapilla	4,0	7,0	5,0	małe
426	Muscicapa striata	14,0	19,0	15,0	małe
427	Ficedula parva	8,5	9,7	-1,0	małe
428	Ficedula semitorquata	13,0	15,0	-1,0	małe
429	Ficedula albicollis	9,2	16,0	12,9	małe
430	Ficedula hypoleuca	12,0	15,0	13,0	małe
431	Panurus biarmicus	-1,0	-1,0	-1,0	małe
432	Aegithalos caudatus	7,1	10,0	8,6	małe
433	Parus palustris	11,1	13,2	12,0	małe
434	Parus lugubris	16,0	19,0	-1,0	małe
435	Parus montanus	10,0	14,0	11,0	małe
436	Parus cinctus	12,7	14,3	13,0	małe
437	Parus cristatus	11,0	13,0	11,0	małe
438	Parus ater	9,0	10,0	10,0	małe
439	Parus caeruleus	9,0	13,0	12,0	małe
440	Parus cyanus	-1,0	-1,0	-1,0	małe
441	Parus major	16,0	22,0	19,0	małe
442	Sitta krueperi	10,0	14,3	12,5	małe
443	Sitta whiteheadi	13,2	13,5	-1,0	małe
444	Sitta europaea	22,0	26,0	24,0	małe
445	Sitta tephronota	31,0	38,0	35,0	małe

lp	Gatunek	Masa min	Masa max	Masa średnia	Kategoria
446	Sitta neumayer	30,5	35,5	-1,0	małe
447	Tichodroma muraria	-1,0	-1,0	19,3	małe
448	Certhia familiaris	7,6	12,9	9,0	małe
449	Certhia brachydactyla	8,0	11,0	9,0	małe
450	Remiz pendulinus	8,0	11,0	9,0	małe
451	Oriolus oriolus	-1,0	-1,0	-1,0	małe
452	Lanius collurio	23,0	36,0	29,0	małe
453	Lanius minor	39,0	54,0	46,0	małe
454	Lanius excubitor	60,0	74,0	64,0	małe
455	Lanius senator	28,0	45,0	34,6	małe
456	Lanius nubicus	21,0	22,8	21,6	małe
457	Garrulus glandarius	145,0	197,0	168,0	średnie1
458	Perisoreus infaustus	81,0	101,0	88,0	małe
459	Cyanopica cyanus	62,0	82,0	-1,0	małe
460	Pica pica	-1,0	-1,0	236,0	średnie1
461	Nucifraga caryocatactes	-1,0	-1,0	198,0	średnie1
462	Pyrrhonorax graculus	188,0	240,0	-1,0	małe
463	Pyrrhonorax pyrrhonorax	-1,0	-1,0	-1,0	małe
464	Corvus monedula	174,0	280,0	239,0	średnie1
465	Corvus frugilegus	350,0	600,0	474,0	średnie2
466	Corvus corone	418,0	645,0	571,0	średnie2
467	Corvus corax	1080,0	1560,0	1284,0	średnie2
468	Sturnus vulgaris	52,0	108,0	81,0	małe
469	Sturnus unicolor	-1,0	-1,0	93,0	małe
470	Sturnus roseus	59,0	90,0	77,0	małe
471	Passer domesticus	21,0	39,0	31,0	małe
472	Passer hispaniolensis	26,0	36,0	28,0	małe
473	Passer moabiticus	11,0	17,0	-1,0	małe
474	Passer montanus	19,0	29,0	23,0	małe
475	Petronia brachydactyla	21,3	21,5	21,4	małe
476	Petronia xanthocollis	15,0	20,0	18,0	małe
477	Petronia petronia	26,0	34,0	29,4	małe
478	Montifringilla nivalis	35,0	41,5	37,5	małe
479	Fringilla coelebs	15,0	31,0	23,0	małe
480	Fringilla teydea	29,2	30,9	-1,0	małe
481	Fringilla montifringilla	15,0	31,0	25,0	małe
482	Serinus pusillus	11,0	12,0	11,7	małe
483	Serinus serinus	11,0	12,0	11,6	małe
484	Serinus canaria	-1,0	-1,0	15,2	małe
485	Serinus citrinella	-1,0	-1,0	12,5	małe
486	Serinus corsicana	-1,0	-1,0	11,5	małe
487	Carduelis chloris	19,0	39,0	29,0	małe
488	Carduelis carduelis	13,0	20,0	17,0	małe
489	Carduelis spinus	10,0	19,0	14,0	małe
490	Carduelis cannabina	16,0	26,0	20,0	małe
491	Carduelis flavirostris	11,0	21,0	16,0	małe
492	Carduelis flammea	11,0	16,0	13,0	małe
493	Carduelis hornemanni	11,0	16,0	13,0	małe
494	Loxia leucoptera	-1,0	-1,0	21,0	małe
495	Loxia curvirostra	-1,0	-1,0	-1,0	małe
496	Loxia scotica	42,0	49,0	44,6	małe
497	Loxia pytyopsittacus	47,0	69,0	54,0	małe
498	Rhodopechys sanguinea	37,0	42,0	39,6	małe
499	Rhodopechys obsoleta	22,0	26,0	23,8	małe
500	Rhodopechys mongolica	18,0	24,0	21,0	małe

lp	Gatunek	Masa_min	Masa_max	Masa_średnia	Kategoria
501	Rhodopechys githagineus	-1,0	-1,0	-1,0	małe
502	Carpodacus erythrinus	20,0	26,0	23,0	małe
503	Carpodacus rubicilla	-1,0	-1,0	-1,0	małe
504	Pinicola enucleator	49,0	64,0	55,0	małe
505	Pyrrhula pyrrhula	-1,0	-1,0	-1,0	małe
506	Pyrrhula murina	25,0	39,0	32,0	małe
507	Coccothraustes coccothraustes	40,0	72,0	58,0	małe
508	Calcarius lapponicus	19,0	28,0	25,0	małe
509	Plectrophenax nivalis	34,0	45,0	39,0	małe
511	Emberiza citrinella	14,0	38,0	29,0	małe
512	Emberiza cirrus	21,0	29,0	25,0	małe
513	Emberiza cia	20,0	29,0	24,0	małe
514	Emberiza cineracea	20,6	24,0	-1,0	małe
515	Emberiza hortulana	16,0	30,0	23,0	małe
516	Emberiza buehneri	18,0	26,0	22,0	małe
517	Emberiza caesia	19,8	23,0	21,2	małe
518	Emberiza rustica	17,5	20,8	19,7	małe
519	Emberiza pusilla	13,8	19,3	15,7	małe
520	Emberiza aureola	20,5	28,8	22,3	małe
521	Emberiza schoeniclus	17,0	27,0	21,0	małe
522	Emberiza pallasi	13,0	18,0	-1,0	małe
523	Emberiza bruniceps	21,0	33,0	25,0	małe
524	Emberiza melanocephala	25,0	33,0	30,0	małe
525	Miliaria calandra	34,0	64,0	53,0	małe
	Dane wg Cramp S (ed.) The Handbook of the Birds of the Western Palearctic				
	"-1" oznacza brak danych				
	masa w gramach				