

Przyrodnicze aspekty potencjalnego rozwoju energetyki wiatrowej na terenach leśnych w Polsce

Environmental aspects of the potential development of wind energy in forested areas in Poland

Alek Rachwald^{*1} , Przemysław Chylarecki² , Mateusz Ciechanowski³ , Andrzej Kepel⁴, Paweł Pawlaczek⁵ ,
Radosław Ślusarczyk⁶, Krzysztof Świerkosz⁷ 

¹Vertebrate Ecology Lab, Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, Braci Leśnej 3, Sękocin Stary, 05-090 Raszyn; ²Muzeum i Instytut Zoologii PAN; ³Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Gdański; ⁴Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „Salamandra”; ⁵Klub Przyrodników; ⁶Stowarzyszenie Pracownia Na Rzecz Wszystkich Istot; ⁷Muzeum Przyrodnicze, Uniwersytet Wrocławski

*e-mail: a.rachwald@ibles.waw.pl

Abstract. The impact of wind power installations on the natural environment, including forest ecosystems, has been investigated for a considerable period of time. Based on currently available data, the authors conclude that operating wind turbines within forest areas poses a significant threat to forest environments, particularly to flying animals, including legally protected species. The reviewed studies indicate that wind power plants situated in forests have substantial potential to affect both the natural environment and the landscape. It has been found that siting wind farms in forested areas, which are typically characterised by high biodiversity, further increases the environmental risks commonly associated with such installations. Locating wind energy facilities in forests has also generated social controversy in countries where such investments are being implemented, primarily in Germany and the Scandinavian countries, and is frequently opposed by environmental protection organisations and scientific experts. In their conclusions, the authors state that although lower procedural costs and the anticipated greater ease of obtaining permits for publicly owned land may encourage investors to plan such developments in forest areas, the confirmed higher environmental costs – compared with constructing wind turbines in open landscapes – necessitate a critical assessment of the justification for such investments.

Słowa kluczowe: Lasy, turbiny wiatrowe, energia odnawialna, oddziaływanie na środowisko, ptaki, nietoperze, klimat
Keywords: Forests, wind turbines, renewable energy, environmental impact, birds, bats, climate

1. Wstęp

Energia wiatrowa jest jednym z głównych elementów transformacji energetycznej w Europie. Obecnie wytwarzanie prądu za pomocą siły wiatru jest jednym z istotnych elementów energetyki w Polsce, stanowiąc w sierpniu 2025 28,5% zainstalowanej mocy energetyki odnawialnej, która tworzyła prawie 49% mocy zainstalowanej całej energetyki w Polsce (Rynekelektryczny.pl 2025; ARE b.d.). Udział siłowni wiatrowych w krajowym miksie energetycznym (strukturze produkcji i zużycia energii, określającej procentowy udział poszczególnych źródeł) w roku 2024 wyniósł 14,7% (Copernic b.d.). Wytwarzanie energii elektrycznej z wykorzystaniem wiatru jest również planowane jako zasadniczy element przyszłego miksu energetycznego z udziałem elektrowni nuklearnych (Ministerstwo Klimatu i Środowiska 2021).

Według raportu Europejskiego Biura Ochrony Środowiska (European Environmental Bureau, EEB) Polska będzie potrzebować około 0,8% całkowitej powierzchni kraju do 2030 r., i około 1,8% do 2040 r., aby przyjąć wystarczającą ilość mocy słonecznej i wiatrowej potrzebnej do dekarbonizacji. Obecnie ta kwestia pozostaje w zakresie politycznych decyzji polskich władz (Ministerstwo Klimatu i Środowiska 2024).

Energetyka wiatrowa, jako nieemisyjne źródło energii, przyjmowana jest jako rozwiązanie przyczyniające się w toku swej eksploatacji do ochrony środowiska, w szczególności klimatu (Kim, Park 2023; Osman i in. 2023). Jednakże każde rozwiązanie technologiczne wprowadzone bez zachowania odpowiednich środków ostrożności może stwarzać zagrożenie dla środowiska naturalnego, niezależnie od wcześniejszych pro-środowiskowych założeń. Z tego powodu na etapie planowania inwestycji w energetykę dokonuje się oceny bilansu korzyści i strat środowiskowych i przeprowadza się oceny oddziaływania na środowisko (OOS), podobnie jak w przypadku pozostałych działań związanych z ingerencją w przyrodę.

Temat budowy elektrowni wiatrowych na obszarach leśnych nie jest nowy i w niektórych państwach Europy (zwłaszcza w Skandynawii i w Niemczech) istnieje już znaczna praktyka w tej dziedzinie. Dzięki temu powstały liczne opracowania zawierające wyniki badań nad wpływem siłowni wiatrowych na środowisko leśne (Sorkhabi i in. 2016; Bunzel i in. 2019; Gaultier i in. 2020; Balotari-Chiebao i in. 2021; Schöll, Nopp-Mayr 2021). Wykazano w nich, że elektrownie wiatrowe posadowione w lasach mają znaczny potencjał oddziaływania na środowisko przyrodnicze i krajobraz. W konsekwencji, praktyka ta od dłuższego czasu budzi społeczne kontrowersje, a także często spotyka się ze sprzeciwem ze strony podmiotów zajmujących się ochroną środowiska oraz specjalistów ze świata nauki. Z drugiej strony, w niektórych państwach (na przykład w krajach skandynawskich) występuje ograniczona dostępność terenów otwartych spełniających wymogi odległościowe, zaś spodziewana większa łatwość i niższy koszt postępowania w przypadku gruntów publicznych mogą skłaniać inwestorów do planowania tego typu inwestycji na terenach leśnych, zwłaszcza należących do Skarbu Państwa lub samorządów.

Energetyka wiatrowa (turbiny wiatrowe i farmy wiatrowe) może negatywnie oddziaływać na krajobraz, środowisko abiotyczne, biotyczne (w tym ludzi) oraz społeczne (Pohl i in. 2012; Kokologos i in.

2014; Anshelm, Simon 2016). Z powodu możliwości zaistnienia konfliktów zarówno ze środowiskiem przyrodniczym, jak i z ludzkim sąsiedztwem, elektrownie wiatrowe z reguły są wznoszone na otwartej przestrzeni, w oddaleniu od miejsc szczególnie wrażliwych na ich bezpośrednie oddziaływanie. Budowa najczęściej jest regulowana ścisłymi wytycznymi, a dla konkretnych lokalizacji konieczne jest uzyskanie potwierdzenia co najwyżej nieznacznego oddziaływania inwestycji na środowisko. Celem tej procedury jest między innymi uniknięcie znacznych szkód przyrodniczych. Wymienione procedury dotyczą także tego rodzaju inwestycji umiejscowionych w lasach. Liczne badania naukowe potwierdziły, że elektrownie wiatrowe mogą stanowić zagrożenie dla nietoperzy oraz ptaków, zarówno w skali lokalnej, regionalnej jak i ponadregionalnej.

Czynnikami oddziaływania budowy i eksploatacji turbin na środowisko leśne są w pierwszej kolejności zmiany struktury przestrzennej lasu (w tym – potencjalnie – niszczenie stanowisk roślin, grzybów i zwierząt należących do gatunków chronionych lub rzadkich), wynikające z budowy i samego zlokalizowania turbin wewnątrz lasu. W dalszej kolejności, funkcjonowanie takich inwestycji pociąga za sobą straty bezpośrednie (zabijanie zwierząt latających przez działające wirniki oraz zakłócenie zachowań zwierząt latających oraz naziemnych spowodowane hałasem), a także różnorodne wpływy pośrednie (Laranjeiro i in. 2018; Katzner i in. 2019; Dhar i in. 2020). Ptaki i nietoperze są uważane za grupy szczególnie narażone na negatywny wpływ turbin wiatrowych, oddziałujących na nie w różnorodny sposób (Voigt i in. 2012; Laranjeiro i in. 2018). Fakt ten jest podawany również jako jeden z powodów istniejącego oporu społecznego przeciwko energetyce wiatrowej (Enevoldsen, Sovacool 2016).

Celem niniejszej pracy jest dokonanie szczegółowego przeglądu jak największej liczby istniejących opracowań poświęconych wpływowi budowy i eksploatacji siłowni wiatrowych na środowisko leśne, zwłaszcza w strefie umiarkowanej, dokonanie oceny problemu oraz sformułowanie na tej podstawie wniosków, które mogłyby być przydatne przy ewentualnym podejmowaniu decyzji o inwestowaniu w energetykę wiatrową na obszarach leśnych.

2. Oddziaływanie turbin wiatrowych na wybrane elementy środowiska leśnego

2.1. Oddziaływanie na nietoperze

W większości badań stwierdzono, że wśród śmiertelnych ofiar energetyki wiatrowej najliczniejsze są nietoperze, przewyższając pod tym względem ptaki (Köppel i in. 2014; Schuster i in. 2015; Thaxter i in. 2017). Wszystkie gatunki nietoperzy są w Polsce i całej Unii Europejskiej objęte ścisłą ochroną gatunkową, a wiele z nich jest zagrożonych. Jednocześnie w odniesieniu do tej grupy zwierząt przeprowadzono szczególnie liczne badania i wielokrotnie wykazano, że dotyczące ich negatywne oddziaływania energetyki wiatrowej jest silnie uzależnione od lokalizacji wiatraków i znacznie wzrasta m.in. wraz ze zmniejszaniem odległości turbin od skraju lasu.

Nietoperze doznają letalnych i bliskich letalnym obrażeń w wyniku kolizji z obracającymi się śmigłami lub w wyniku urazu ciśnieniowego (barotrauma), spowodowanego nagłym spadkiem ciśnienia w pobliżu poruszającej się krawędzi wirnika (Baerwald i in. 2008; Szoldatits i in. 2012; Dai i in. 2015; Jones i in. 2015;

Schuster i in. 2015; Thompson i in. 2017; Gaultier i in. 2020).

W Europie centralnej i północno-zachodniej gatunkami dominującymi w statystykach kolizji z turbinami są karlik malutki (*Pipistrellus pipistrellus*), karlik większy (*P. nathusii*) i borowiec wielki (*Nyctalus noctula*) (tab. 1), które wraz z pięcioma innymi gatunkami stanowią 98% wszystkich śmiertelnych ofiar wśród nietoperzy (Gaultier i in. 2020). Siedem spośród ośmiu wspomnianych gatunków jest w znaczącym stopniu związanych ze środowiskiem leśnym (w lasach odbywa się co najmniej ich rozród), a jednocześnie wszystkie polują głównie na otwartej przestrzeni – pomiędzy i ponad koronami drzew.

Nietoperze na obszarach zalesionych występują w dużych zagęszczeniach oraz potencjalnie latają wyżej niż np. na obszarach rolniczych, co zwiększa ich narażenie na kolizję z łopatomy wirnika (Reusch i in. 2022). W sytuacji, gdy nad lasami przebiega migracja nietoperzy, umieszczone tam turbiny mogą w okresie wędrówek zabijać te zwierzęta częściej niż na terenie otwartym. Wynika to m.in. z większej wysokości turbin stawianych w lasach, podczas gdy przeloty migracyjne niektórych gatunków przy silniejszym wietrze (gdy turbiny pracują) odbywają się kilkaset metrów nad ziemią (Lagerveld i in. 2024). Kolejną przyczyną jest większa aktywność niektórych gatunków nad lasami podczas migracji. Nietoperze podczas wędrówek sezonowych nie korzystają z zapasów tłuszczu, tylko robią przystanki w celu intensywnego żerowania w miejscach obfitujących w pokarm, jakimi są między innymi strefy ekotonowe na granicach obszarów leśnych (Šuba i in. 2012; Hurme i in. 2025).

W strefie umiarkowanej półkuli północnej śmiertelność nietoperzy migrujących na farmach wiatrowych jest najwyższa późnym latem i jesienią, z niższym szczytem w czasie migracji wczesną wiosną (Cryan i in. 2014; Dai i in. 2015; Schuster i in. 2015; Thompson i in. 2017; Laranjeiro i in. 2018; Gaultier i in. 2020; Browning i in. 2021; Rnjak i in. 2023) (tab. 2). Dotyczy to szczególnie zalesionych wzniesień i grzbietów górskich (Thaxter i in. 2017; Wang, Wang 2015), wzdłuż których może przebiegać migracja lub które mogą stanowić miejsce przystankowe, a które jednocześnie, ze względu na korzystniejsze warunki wiatrowe, mogą być uważane za atrakcyjne miejsca dla lokalizacji potencjalnych inwestycji energetycznych. W strefie klimatu umiarkowanego Europy śmiertelność nietoperzy w kolizjach z turbinami wiatrowymi umiejscowionymi w lasach waha się zwykle, w zależności od lokalizacji, od 4,0 do 41,1 osobnika/turbinę/rok (2,3–22,8 osobnika/MW/rok), a tylko w jednym przypadku na 10 farm nie stwierdzono śmiertel-

ności (co nie musi być jednoznaczne z jej niewystępowaniem – kwestię wykrywalności omówiono dalej). Dla porównania, dla turbin posadowionych na pastwiskach śmiertelność ta wynosiła 0,0–13,6 osobnika/turbinę na rok (0,0–16,0 osobnika/MW/rok, brak jakiegokolwiek śmiertelności w połowie przypadków), zaś na polach uprawnych 0,0–5,3 osobnika/turbinę/rok (0,0–9,4 osobnika/MW/rok, brak jakiegokolwiek śmiertelności w 10 na 24 farmy wiatrowe) (Rydell i in. 2010). Wynika z tego, że w lasach można się więc spodziewać śmiertelności nietoperzy kilkukrotnie wyższej, niż na polach uprawnych lub niezalesionych nieużytkach.

Posadowienie turbiny wiatrowej bezpośrednio na obszarze zalesionym powoduje określone zmiany w strukturze przestrzennej środowiska. Polegają one na stworzeniu dodatkowego obszaru skraju (ekotonu) pomiędzy lasem a obszarem otwartym (odlesione sąsiedztwo turbiny), a także powstanie obszaru skraju lasu wzdłuż drogi serwisowej i linii przesyłowej. Zagrożenie dla fauny wynika z faktu, że ekotony oraz śródleśne obszary otwarte są głównym obszarem aktywności nietoperzy leśnych oraz ptaków, zaś drogi leśne (podobnie jak inne liniowe elementy krajobrazu) są typowymi trasami przemieszczania się dla tych zwierząt (Verboom, Huitema 1997). W tej sytuacji wymienione zmiany strukturalne będą skutkowały zwiększeniem zagęszczenia zwierząt latających w bezpośrednim sąsiedztwie każdej turbiny wiatrowej umieszczonej w lesie, co pociągnie za sobą nieuniknione zwiększenie śmiertelności (Ellerbrok i in. 2023). W lasach w Niemczech potwierdzona śmiertelność nietoperzy nie spadała poniżej 3,8 osobnika/turbinę/rok, osiągając maksymalnie wartość 41,1 (Rydell i in. 2010). W badaniach prowadzonych w Saksonii turbiny posadowione w odległości 0–100 m od skraju lasu zabijały znacząco więcej nietoperzy niż te od nich oddalone (Seiche i in. 2008). Także w badaniach Rydell i in. (2010) dla 37 europejskich farm wiatrowych stwierdzono istotną dodatnią korelację między procentowym udziałem zadrzewienia (pokrycia powierzchni) w sąsiedztwie turbin wiatrowych a śmiertelnością nietoperzy. Należy podkreślić, że wymienione wyżej czynniki powodują również, że wyniki monitoringu przedrealizacyjnego w przypadku inwestycji na obszarze leśnym z założenia będą szczególnie mało miarodajne, bowiem następująca później obecność wybudowanych obiektów i związana z tym zmiana w otoczeniu znacząco wpłynie na aktywność zwierząt, których dotyczy monitoring.

Kolejnym czynnikiem zwiększającym zagrożenie dla nietoperzy powodowane przez obiekty energetyki wiatrowej w lasach jest przyciąganie w ich sąsiedztwo owadów, spowodowane lokalnym

Tabela 1. Poziom ryzyka kolizji z turbinami wiatrowymi (z wyłączeniem mikroturbin i małych turbin wiatrowych) dla gatunków nietoperzy europejskich i śródziemnomorskich, do których stosują się wytyczne EUROBATS (stan wiedzy: wrzesień 2014 r.) (Rodrigues i in. 2014)

Table 1. Level of collision risk with wind turbines (excluding microturbines and small wind turbines) for European and Mediterranean bat species covered by the EUROBATS guidelines (state of knowledge: September 2014) (Rodrigues et al. 2014)

High risk	Medium risk	Low risk	Unknown risk
<i>Nyctalus spp.</i>	<i>Eptesicus spp.</i>	<i>Myotis spp.**</i>	<i>Rousettus aegyptiacus</i>
<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Barbastella spp.</i>	<i>Plecotus spp.</i>	<i>Taphozous nudiventris</i>
<i>Vespertilio murinus</i>	<i>Myotis dasycneme*</i>	<i>Rhinolophus spp.</i>	<i>Otonycteris hemprichii</i>
<i>Hypsugo savii</i>			<i>Miniopterus pallidus</i>
<i>Miniopterus schreibersii</i>			
<i>Tadarida teniotis</i>			

* = na obszarach bogatych w zbiorniki wodne. ** = wyłącznie *Myotis dasycneme* na obszarach bogatych w zbiorniki wodne

“* = in areas rich in water bodies. ** = exclusively *Myotis dasycneme* in areas rich in water bodies”

Tabela 2. Potencjalny negatywny wpływ elektrowni wiatrowych na nietoperze na różnych etapach inwestycji i w różnych okresach fenologicznych (za: Kepel i in. 2013, wg. Rodrigues i in. 2017, uzupełnione)

Table 2. Potential negative impacts of wind power plants on bats at different stages of the investment process and during different phenological periods (After: Kepel et al. 2013, based on Rodrigues et al., 2017, supplemented)

W okresie budowy / During the construction period				
Rodzaj wpływu / Kind of influence	Ciąża i karmienie młodych (VI–VII) / Pregnancy and lactation (VI–VII)	Migracja wiosenna (IV–V) i jesienna (VIII–X) / Spring (IV–V) and autumn (VIII–X) migrations	Rojenie jesienne (VIII–X)* / Autumn swarming (VIII–X)*	Hibernacja (XI–III) / Hibernation (XI–III)
Utrata miejsc żerowania i tras przelotu na żerowiska podczas budowy dróg dojazdowych i wiatraków (wycinanie drzew, zasypywanie zbiorników wodnych) / Loss of bat foraging sites and flight routes to feeding grounds during the construc- tion of access roads and wind turbines (felling trees, filling water bodies)	Mały lub umiarkowany (wyjątkowo wysoki), w zależności od gatunku lub stanowiska Low or moderate impact (and exceptionally – high), depending on the species or site	Prawdopodobnie niewielki Probably minor	Mały lub umiarkowany (wyjątkowo wysoki), w zależności od stanowiska / Low or moderate impact (and exceptionally – high), depending on the site	Niewielki lub brak / Minor or no impact
Utrata kryjówek podczas budowy dróg dojazdowych i turbin (wycinanie drzew, wyburzanie budyn- ków, zasypywanie wejść do obiektów podziemnych) Loss of roosting sites during the construction of access roads and turbines (felling trees, demolition of build- ings, filling entrances to underground structures)	Prawdopodobnie wysoki lub bardzo wysoki, w zależności od gatunku i stanowiska Probably high or very high, depending on the species and site	Lokalnie wysoki lub bardzo wysoki (np. utrata stanowisk godowych) Locally high or very high (e.g. loss of mating sites)	Prawdopodobnie wyso- ki lub bardzo wysoki Probably high or very high	Prawdopodobnie wysoki lub bardzo wyso- ki Probably high or very high
W okresie eksploatacji / During the turbine operation period				
Emisja dźwięków o różnej częstotliwości (płoszenie) Emission of sounds of vari- ous frequencies (disturbance/ scaring of bats)	Prawdopodobnie ograniczony lub brak Impact probably limited or absent	Prawdopodobnie ograniczony lub brak Impact probably limited or absent	Prawdopodobnie ograniczony lub brak Impact probably limited or absent	Prawdopodobnie brak Probably no impact
Utrata miejsc żerowania z powodu opuszczenia terenu przez nietoperze Loss of foraging sites due to bats abandoning the area	Umiarkowany (wyjątkowo: wysoki) Moderate (and exceptionally – high)	Prawdopodobnie niewielki wiosną, umiarkowany lub (wyjątkowo) wysoki jesienią Probably minor in spring, moderate or (exceptionally) high in autumn	Nie dotyczy Not applicable	Niewielki lub brak Minor or no impact
Utrata lub zmiana tras przelotu (korytarze migracyjnych) Loss or alteration of flight routes (migration corridors)	Umiarkowany Moderate	Niewielki Minor	Niewielki lub umiarkowany Minor or moderate	Niewielki lub brak Minor or no impact
Śmiertelność w wyniku kolizji z pracującym roto- rem lub urazu ciśnieniowe- go (barotrauma) Mortality resulting from collisions with operating rotors or from pressure- related injuries (barotrauma)	Niewielki, umiarkowany lub wysoki, w zależności od gatunku (tab. 1) Minor, moderate, or high impact, depending on the bat species (Table 1)	Najczęściej wysoki lub bardzo wysoki Most often high or very high	Umiarkowany w odniesieniu do tras przelotu na miejsca rojenia With regard to flight routes to swarming sites, the impact is moderate	Niewielki lub brak Minor or no impact

*głównie nocki *Myotis* spp., gacki *Plecotus* spp. i mopek zachodni *Barbastella barbastellus**mainly concerns *Myotis* bats *Myotis* spp., long-eared bats *Plecotus* spp., and the western barbastelle *Barbastella barbastellus*

wzrostem temperatury na odlesionym obszarze, a także posadowieniem w tym miejscu wysokiego obiektu (pylon turbiny) – wiele owadów odbywa rijkę wokół najwyższego obiektu na danym terenie (tzw. *hilltopping effect*). Wykazano, że takie warunki stanowią atraktant dla owadów latających (Cryan i in. 2014; Millon i in. 2015), co z kolei przyciąga w takie miejsce żerujące nietoperze. Nietoperze żerujące na otwartych przestrzeniach mogą również traktować pylony turbin jak wysokie drzewa, szukając punktów orientacyjnych lub miejsc odpoczynku podczas jesiennej migracji (Kunz i in. 2007; Cryan, Barclay 2009; Cryan i in. 2014; Jameson, Willis 2014). Niedawne badania przeprowadzone w Niemczech na próbie 22 turbin w sześciu lokalizacjach w ciągu trzech lat (Knörmisch 2024) wykazały występowanie podwyższonej aktywności godowej (a także żerowiskowej) nietoperzy w bezpośredniej bliskości pylonów. Naukowcy stwierdzili, że konstrukcje wysokich pylonów turbin wiatrowych przyciągały nietoperze, które wykorzystywały je jak najwyższe drzewa w otaczającym krajobrazie. Dotyczyło to nietoperzy z gatunków uznawanych za szczególnie narażone na śmiertelność w kolizjach z elektrowniami wiatrowymi, głównie borowca wielkiego i karlika większego (Knörmisch 2024). Inne badania w Niemczech wykazały, że efekt wzrostu aktywności nietoperzy polujących na otwartej przestrzeni i dużej wysokości, takich jak borowce, wokół wzniesionych turbin wiatrowych, jest szczególnie znaczący na terenach leśnych (Ellerbrok i in. 2022).

Jak zaznaczono wyżej, wpływ turbin wiatrowych działających w lasach jest różny na różne gatunki nietoperzy. Ellerbrok i in. (2022) wskazują, że zabijanie nietoperzy przez wirniki ma charakter selektywny, najbardziej zagrażając nietoperzom latającym szybko i wysoko, a także dalekodystansowym migrantom (McKay i in. 2024). Apoznański i in. (2018) podają, że mopek *B. barbastellus*, który w warunkach Polski jest nietoperzem zamieszkującym głównie lasy, stosunkowo rzadko pada ofiarą turbin wiatrowych, jednak ma to miejsce w sytuacji znacznego oddalenia turbin od siedlisk tego gatunku. Niektóre inne nietoperze, latające wolno i nisko, przeciwnie, unikają sąsiedztwa farm wiatrowych, prawdopodobnie odstraszane hałasem i zaburzonym przepływem powietrza. Jest to drugi (poza zabijaniem przez wirniki) potencjalny czynnik ubożenia zespołów nietoperzy leśnych w rejonach działania farm wiatrowych. Do gatunków potencjalnie zagrożonych przez ten typ oddziaływania należą zarówno nietoperze polujące wśród koron drzew, w podszycie i na ziemi, posługujące się przy detekcji ofiar wyjątkowo wrażliwym na hałas biernym słuchem (np. nocek duży *Myotis myotis*, nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*, gacki *Plecotus* spp.), jak i chwytające ofiary w powietrzu, na granicy koron drzew i otwartej przestrzeni nad nimi (mopek *Barbastella barbastellus*). Status ochronny wymienionych tu gatunków jest wysoki – wszystkie poza gackami umieszczone są w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej, a część z nich również na europejskiej i światowej czerwonej liście gatunków zagrożonych z kategoriami NT lub VU. Z badań wynika, że w kolizjach z turbinami położonymi na terenach otwartych giną one jedynie sporadycznie (Rydell i in. 2010), dotychczas pozostawały więc w większości wolne od potencjalnie negatywnego wpływu energetyki wiatrowej. Jednak po wprowadzeniu siłowni wiatrowych na teren zalesiony można oczekiwać rozszerzenia spektrum szkodliwych oddziaływań antropogenicz-

nych również na ich populacje. W badaniach obejmujących 24 kompleksy leśne w Niemczech wykazano istotny statystycznie spadek aktywności (a więc występowania) gatunków nietoperzy polujących na niewielkich wysokościach i wśród koron drzew w otoczeniu działających tam turbin wiatrowych. Aktywność ta spadała nawet o połowę, a efekt był obserwowany w odległości kilkuset metrów od turbiny (Ellerbrok i in. 2022). Utrata siedlisk przez nietoperze z powodu ich wypłaszania pozostawała dotąd pomijanym elementem oceny oddziaływania energetyki wiatrowej na te ssaki, co było uzasadnione na otwartych przestrzeniach, niestanowiących dla wspomnianych gatunków atrakcyjnych żerowisk. Efekt wypłaszania może też do pewnego momentu ograniczać wpływ czynnika na stan populacji, np. w badaniach Green i in. (2021) nie wykazano spadku liczebności populacji migrujących nietoperzy *Lasionycteris noctivagans*, jednak nawet wówczas utrata siedlisk ma potencjał wpływu na stan populacji. W północno-zachodniej Francji stwierdzono redukcję aktywności gatunków zbierających ofiary z roślinności (nocków i gacków) o 51%, ale istotne spadki aktywności zaobserwowano również u gatunków polujących na otwartej przestrzeni, choć kryjących się w dzień wyłącznie w lesie – borowiaczków *Nyctalus leisleri* (spadek o 19%), a także u zagrożonego i posiadającego wysoki status ochronny mopka. Autorzy tych badań sugerują, że europejskie wytyczne (w tym EUROBATS i wiele krajowych), aby lokalizować turbiny wiatrowe co najmniej 200 m od skraju lasu celem redukcji śmiertelności nietoperzy, wciąż poważnie niedoszacowują efektu utraty siedlisk przez te zwierzęta, w dodatku w analizowanym regionie Francji 89% turbin nie spełniało omawianych wytycznych (Barré i in. 2018).

Stosowane zwykle metody przedrealizacyjnej inwentaryzacji nietoperzy na potrzeby oceny oddziaływania planowanych elektrowni wiatrowych na tę grupę ssaków, oparte głównie na monitoringu akustycznym, mogą być mało skuteczne. Dla przykładu, rejestrowana z poziomu gruntu, za pomocą detektora ultradźwięków, aktywność borowca wielkiego (nietoperza należącego do najbardziej narażonych na śmiertelne kolizje) w dojrzałych drzewostanach pozostaje niska lub bardzo niska, znacząco mniejsza niż na zrębach czy terenach otwartych (Rachwald 1992; Węgiel i in. 2019). Jest to zrozumiałe w świetle wiedzy o ekologii i zachowaniu tego gatunku – jest on przystosowany do polowania na dużej wysokości i z dala od przeszkód, na otwartej przestrzeni, nie zaś wewnątrz lasu. Otwarta przestrzeń rozciąga się jednak również nad koronami drzew. Badania radiotelemetryczne wykazały, że najbardziej preferowanymi żerowiskami borowców wielkich są – niemal na równi – pastwiska i lasy (Mackie, Racey 2007). Obecnie w ocenach oddziaływania inwestycji wiatrowych na środowisko praktyczna możliwość szerokiego zastosowania metod alternatywnych wobec naziemnego monitoringu akustycznego jest znacznie ograniczona. Masowe użycie w badaniach aktywności ptaków i nietoperzy radiotelemetrii lub instalowanie na dużą skalę stacjonarnych detektorów ultradźwięków w koronach drzew jest drogie i czasochłonne. Co za tym idzie, potencjalne zagrożenie śmiertelnością gatunków gorzej poddających się standardowej metodyce monitoringu może być zaniżane. Można zaryzykować stwierdzenie, że przyjęte powszechnie metody monitoringu nie są w pełni dostosowane

do badań gatunków, które są najbardziej narażone na negatywne oddziaływanie turbin na obszarach leśnych.

Najnowsze badania Hurme i in. (2025) wskazują też, że wspomniane borowce wielkie nie migrują wzdłuż stałych korytarzy wędrówkowych. Trasy ich przelotów są uzależnione od losowego układu frontów atmosferycznych, wykorzystywanych przez zwierzęta do wspomagania przelotów. Pomiedzy skokowymi przemieszczeniami osobniki tego gatunku zatrzymują się na uzupełnienie energii (intensywne żerowanie) w znacznej mierze w losowych miejscach, które każdego roku mogą przypadać na innych obszarach. Tam poszukują przejściowych dziennych kryjówek i najbogatszych żerowisk. W związku z tym badania przedrealizacyjne przeprowadzone w danym roku nie muszą dać wyników reprezentatywnych dla kolejnych lat. Z tego powodu właściwe jest kierowanie się zasadą ostrożności i zakładanie, że tereny szczególnie atrakcyjne pod względem dostępności schronień oraz zasobności żerowisk (jakimi są lasy) stanowią miejsca szczególnie dużego zagrożenia kolizji borowców z turbinami w okresie migracji, nawet jeśli zagrożenie takie występuje z odmiennym natężeniem w różnych latach.

Podobnie badania w ramach monitoringu porealizacyjnego na terenach leśnych wykrywają rzeczywiste oddziaływanie turbin mniej skutecznie, niż na terenach otwartych. Wynika to ze znacznie niższej wykrywalności zabitych nietoperzy oraz z utrudnień w obserwacjach i nasłuchach w takim terenie. Las, ze względu na strukturę przestrzenną, w porównaniu z obszarem otwartym stanowi teren trudny do obserwacji i penetracji, w którym odnajdywanie martwych zwierząt jest bardzo utrudnione. Otoczenie turbin wiatrowych zlokalizowanych w lasach (drzewostan, podszyt) stanowi czynnik poważnie utrudniający ocenę śmiertelności nietoperzy (a także ptaków) powodowanej przez pracujące siłownie wiatrowe. Ofiary śmiertelne zderzeń z turbinami o dużej wysokości posadowienia wirnika (tylko takie turbiny są instalowane w lasach) mogą również spadać poza obszarem poszukiwań i wskutek tego być całkowicie pomijane lub niemożliwe do wykrycia (Weber i in. 2018). Dodatkowo w lasach można się spodziewać znacząco szybszego usuwania martwych lub rannych nietoperzy i ptaków przez organizmy drapieżne i padlinożerne. Stawia to pod znakiem zapytania skuteczność przyjętych metod monitorowania wpływu środowiskowego w przypadku turbin wiatrowych zlokalizowanych na obszarach zalesionych. Alternatywne metody badawcze w stosunku do poszukiwania ofiar, jak obserwacje termowizyjne i optyczne, są na terenie zalesionym bardzo utrudnione, a dodatkowo na tyle kosztowne i pracochłonne, że ich stosowanie jest aktualnie racjonalne jedynie w skali eksperymentalnej, na niewielkich próbach przestrzennych i czasowych. Przyjmuje się dziś, że dostępne obecnie dane, z których wynika wysoka śmiertelność nietoperzy powodowana przez siłownie wiatrowe w lasach, są i tak zaniżone i w rzeczywistości ta śmiertelność jest jeszcze większa.

Aktualny stan wiedzy na temat szczególnie negatywnego oddziaływania turbin wiatrowych posadowionych w lasach na nietoperze znajduje swoje odzwierciedlenie także w wytycznych dotyczących minimalizacji oddziaływań energetyki wiatrowej na środowisko. Negatywne oddziaływanie turbin w lokalizacjach leśnych zostało zbadane i potwierdzone, zaś monitoring przedreali-

zacyjny nie pozwala na przewidzenie dokładnej skali tego oddziaływania, co wykazano wyżej. Spośród metod zapobiegania lub ograniczania tego oddziaływania najpowszechniejszą jest wyłączanie turbin przy niskiej prędkości wiatru, co w pewnym stopniu powinno ograniczać zagrożenie dla nietoperzy. Jednak zastosowanie tej metody w lasach również będzie mniej skuteczne ze względu na wyżej wspomniane ograniczenia skuteczności zarówno monitoringu przed- jak i porealizacyjnego. Z tego względu w istniejących opracowaniach i wytycznych zaleca się unikanie lokalizacji turbin wiatrowych w lasach i ich sąsiedztwie.

Wytyczne opracowane przez Porozumienie o Ochronie Populacji Europejskich Nietoperzy EUROBATS, którego Polska jest członkiem i sygnatariuszem, w odniesieniu do lokalizowania turbin wiatrowych w sąsiedztwie obszarów leśnych stwierdzają, że obiekty te powinny być lokalizowane w odległości minimum 200 metrów od ściany lasu, przy czym odległość ta jest liczona od końca zasięgu łopaty wirnika (Rodrigues i in. 2014). Natomiast rezolucja przyjęta przez spotkanie państw – stron EUROBATS (w tym przez Polskę) wskazuje na konieczność brania pod uwagę faktu, że siedliska i obszary, w których spodziewany jest negatywny wpływ inwestycji na nietoperze, mogą nie być odpowiednie do budowania i eksploatacji turbin wiatrowych (EUROBATS 2022). Obszary zalesione wypełniają definicję właśnie takiego obszaru. Rezolucja ta wzywa państwa – strony Porozumienia – do przestrzegania przywołanych wyżej wytycznych.

Podobne stanowisko znajduje się w opracowanych w 2013 roku „Wytycznych dotyczących oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na nietoperze”, przygotowanych na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (Kepel i in. 2013). Wytyczne te, mimo że nie zostały oficjalnie rekomendowane, są powszechnie stosowane przez inwestorów i egzekwowane przez organy ochrony środowiska w Polsce przy ocenie oddziaływania środowiskowego planowanych inwestycji wiatrowych. Wspólnie z wytycznymi EUROBATS stanowią wyznacznik stanu współczesnej wiedzy, w rozumieniu art. 52 ust. 1 i art. 68 ust. 1 Ustawy 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 (Ustawa 2008). Również wytyczne Komisji Europejskiej dotyczące inwestycji sektora energetyki wiatrowej i przepisów UE w dziedzinie ochrony przyrody (Komisja Europejska 2020) w kilku miejscach zwracają uwagę na podwyższone ryzyko lokalizacji turbin wiatrowych w obszarach leśnych, dotyczące szczególnie nietoperzy.

2.2. Oddziaływanie na pozostałe ssaki

Stwierdzono, że również niektóre ssaki naziemne (w tym jeleń, zające, kuny oraz wilki – lista jest wciąż otwarta bo zarówno w Europie, jak i na innych kontynentach prowadzone są dalsze badania) albo unikają obszarów farm wiatrowych działających oraz w budowie (Łopucki i in. 2017; Kati i in. 2021; Schöll, Nopp-Mayr 2021; Chowdhury i in. 2022; Kumara i in. 2022; Tolvanen i in. 2023), bądź wykazują objawy chronicznego stresu, jak borsuk *Meles meles* i nomik zwyczajny *Microtus arvalis* (Agnew i in. 2016; Łopucki i in. 2018), ewentualnie modyfikują

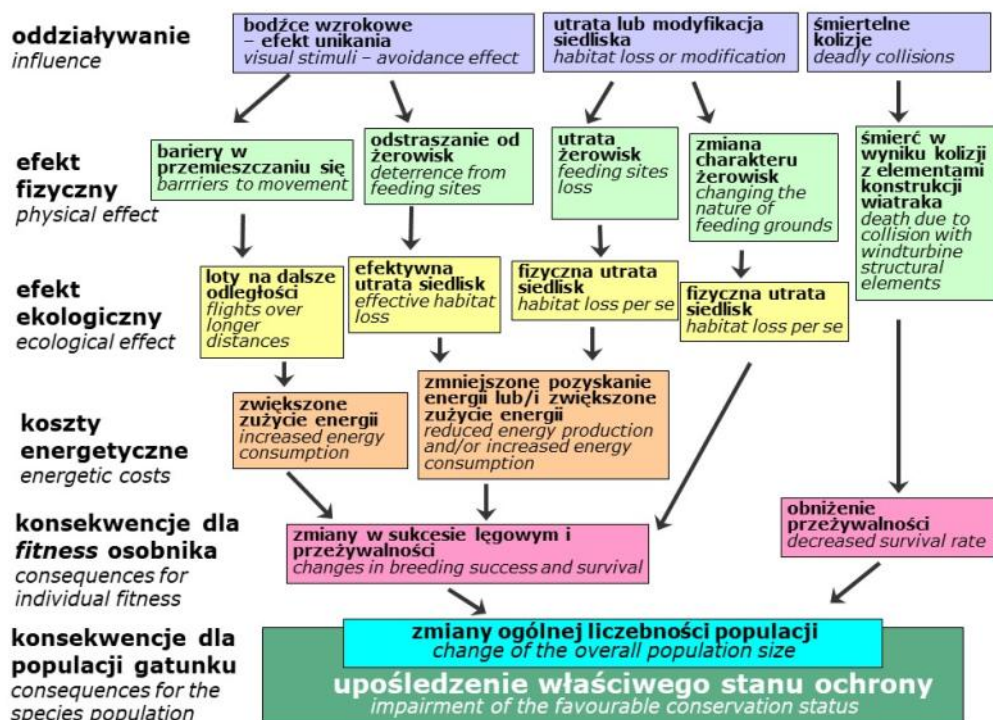
wzorce zachowań, jak chomik europejski *Cricetus cricetus* (Łopucki, Perzanowski 2022). Przemieszczenie lub wycofanie się jednego lub kilku gatunków pod wpływem obecności turbin wiatrowych może mieć bezpośrednie konsekwencje dla innych gatunków, ze względu na efekt kaskadowy (Thaker i in. 2018). Na terenach leśnych oddziaływanie na ssaki lądowe może być większe niż na terenach otwartych, ze względu na zazwyczaj częstsze występowanie tych zwierząt w lasach. Dotyczy to większości dużych krajowych ssaków, w tym gatunków łownych (np. jeleń szlachetny *Cervus elaphus*, dzik *Sus scrofa*) i chronionych (ryś *Lynx lynx*, wilk *Canis lupus*, niedźwiedź brunatny *Ursus arctos*). Jeśli farmy wiatrowe miałyby być barierą dla przemieszczania się rysia i wilka – na co wskazują pewne dane (Marques i in. 2018), może to stanowić również zagrożenie dla ciągłości populacji tych zwierząt.

2.3. Oddziaływanie na ptaki

Ptaki to pod względem liczebności druga po nietoperzach grupa kręgowców, na którą turbiny wiatrowe mogą oddziaływać poprzez bezpośrednie zabijanie. W tym wypadku śmierć jest efektem kolizji w locie z elementami turbin wiatrowych i towarzyszącą infrastrukturą. Należy jednak zaznaczyć, że występują także inne oddziaływania, przejawiające się w postaci efektów fizycznych, ekologicznych i behawioralnych (ryc. 1). Dotyczy to także sytuacji w środowisku leśnym – np. unikanie sąsiedztwa turbin stwierdza się także u niektórych ptaków, które ze względu na przebywanie głównie pod okapem drzew lub krzewów (jak np. rudziki *Erithacus rubecula*) padają stosunkowo nielicznie ofiarą kolizji z łopatkami turbin (Gibson i in. 2017). Metaanaliza wykonana przez Tolvanen i in. (2023), obejmująca 66 recenzowanych publikacji dotyczących wpływu turbin wiatrowych na ptaki wykazała, że w 63% z nich stwierdzono opuszczanie przez liczne gatunki ich terytoriów w są-

siedztwie turbin. Dotyczy to w znacznym stopniu gatunków leśnych. Przykładowo zarówno badania puszczyków *Strix aluco* w Hiszpanii (López-Peinado i in. 2020) jak puchaczy *Bubo bubo* w Norwegii (Husby, Pearson 2022) wskazują, że promień tzw. obszaru wykluczenia tych gatunków przekracza 5 km od turbiny (z takiego obszaru ptaki przenoszą się na tereny dalej położone). Badania prowadzone aktualnie na kilku farmach wiatrowych posadowionych w lasach we wschodnich Niemczech wskazują, że strefa całkowitego wykluczenia wokół turbin w przypadku wszystkich gatunków sów przekracza 1 km, a zwykle jest większa (Wylegała i in. – dane niepublikowane). Przypuszcza się, że wpływają na to trzy czynniki. Hałas powodowany przez turbiny uniemożliwia polowania przy użyciu słuchu, tereny wokół turbin stają się uboższym łowiskiem, a do tego dokłada się bezpośrednie zabijanie sów w wyniku kolizji z łopatkami wirnika. W Europie najliczniej giną właśnie gatunki sów związane z lasami. Wśród ofiar zarówno w Niemczech (Dürr 2023a) jak i innych krajach europejskich (Dürr 2023b) dominuje puchacz, a za nim plasuje się uszatka *Asio otus*. Stwierdzono także, że hałas powodowany przez turbiny w promieniu do ponad 800 m skraca czas poświęcany lęgom oraz wskaźnik sukcesu rozrodczego guszka *Tetrao urogallus* (Taubmann i in. 2021). Gatunek ten w pobliżu inwestycji wiatrowych wykazał spadek populacji z powodu zmniejszonej przydatności siedlisk (González i in. 2016) i nic nie wskazywało na to, by po ośmiu latach od uruchomienia wiatraków nastąpiła jego adaptacja do zmienionych warunków akustycznych (Coppes i in. 2020).

Oddziaływanie na ptaki dotyczy znacząco większej liczby gatunków niż w wypadku nietoperzy – w tym taksonów, w przypadku których nawet bardzo niewielki wzrost śmiertelności może mieć znaczący negatywny wpływ na właściwy stan ochrony. Na półkuli północnej z turbinami wiatrowymi najczęściej kolidują ptaki wróblowe (60–80% ofiar ptasich) (Zimmerling i in. 2013;



Rycina 1. Schemat szlaków oddziaływań elektrowni wiatrowych na ptaki (Langston i in. 2006, uzupełnione)
Figure 1. Schematic of the pathways of wind farm impacts on birds (Langston et al. 2006, supplemented)

Erickson i in. 2014), ale największe zagrożenie dla ochrony różnorodności biologicznej stwarzają kolizje ptaków o dużej wielkości ciała, długowiecznych i o niskiej rozrodczości, w szczególności ptaków szponiastych, ale także np. brodzących, siewkowych, sów oraz kukułek (Thaxter i in. 2017; Schippers i in. 2020; Schöll, Nopp-Mayr. 2021).

Grupą szczególnie narażoną na niekorzystne oddziaływania siłowni wiatrowych są ptaki szponiaste, wśród których znajdują się gatunki o kolizyjności nieproporcjonalnie wysokiej w stosunku do ich liczebności (kania ruda *Milvus milvus*, bielik *Haliaeetus albicilla*, orlik krzykliwy *Clanga pomarina*, myszołów *Buteo buteo*, orzeł przedni *Aquila chrysaetos*, pustułka *Falco tinnunculus*). Jednocześnie, z uwagi na charakterystykę demograficzną, wśród gatunków z tej grupy, nawet niewielka liczba ofiar kolizji przekłada się na zauważalne spadki tempa wzrostu populacji (Schippers i in. 2020), skutkujące zagrożeniem trwałości populacji lokalnych lub regionalnych (Schaub 2012; Bellebaum i in. 2013; Cervantes i in. 2022; Estellés-Domingo, López-López 2024). Znaczna część tych gatunków gniazduje w lasach oraz na terenach zadrzewionych i to tam właśnie tworzy się dla nich strefy ochronne wokół gniazd. Umieszczenie turbin wiatrowych na terenach leśnych będzie więc zwiększało ryzyko ich śmiertelnych kolizji bezpośrednio w miejscu rozrodu, prawdopodobnie w stopniu wyższym, niż turbiny ulokowane na terenach otwartych, wykorzystywanych przez te ptaki jako żerowiska lub w czasie migracji sezonowych. Potwierdzają to badania prowadzone w Niemczech, gdzie dopuszczono lokalizację farm wiatrowych w lasach.

Średnia śmiertelność ptaków w wyniku kolizji z turbinami wiatrowymi kształtuje się na poziomie 5–8 osobników/turbinę/rok (Chylarecki i in. 2011; Loss i in. 2013; Zimmerling i in. 2013), względnie 3–5 osobników/MW/rok (Loss i in. 2013; Erickson i in. 2014; AWWI 2019) lub nawet 11 osobników/MW/rok (Smallwood 2013), przy bardzo dużej zmienności pomiędzy lokalizacjami i poszczególnymi siłowniami. Jednocześnie, nowe badania sugerują, iż powyższe oszacowania mogą być niemal trzykrotnie zaniżone (Smallwood i in. 2020). Ryzyko kolizji ptaków, podobnie jak nietoperzy, rośnie wraz z wysokością turbiny i jej mocą zainstalowaną (Loss i in. 2013; Huso i in. 2021; Garvin i in. 2024). W konsekwencji, zamiana starych siłowni na turbiny nowej generacji, o większej mocy, nie musi – wbrew powszechnie propagowanym opiniom – prowadzić do zmniejszenia całkowitej śmiertelności ptaków i nietoperzy (Huso i in. 2021). Jak zaznaczono wcześniej, na terenach zadrzewionych wykrywanie kolizji ptaków z turbinami, podobnie jak w przypadku nietoperzy, jest znacząco utrudnione, stąd wyniki dotyczące skali oddziaływania są w lasach zapewne znacznie bardziej zaniżone i obarczone większą niepewnością pomiaru, niż na terenach otwartych.

2.4. Oddziaływanie na mikroklimat ekosystemu leśnego

Praca turbin wiatrowych w lasach, oprócz bezpośrednich strat w postaci zabijanych lub odstraszanym zwierząt, może powodować też bardziej ogólne skutki środowiskowe, w tym klimatyczne (Wang, Wang 2015; Katzner i in. 2019; Hamed, Alshare 2022).

Dotychczasowe doświadczenia z innych krajów sugerują, że nawet przy próbach maksymalnego dostępnego ograniczania oddziaływań i przy zastosowaniu “dobrych praktyk” (Tucci 2017), lokalizacja turbin w lasach wiąże się z punktowymi, ale znaczącymi dla krajobrazu wylesieniami powodującymi trwałą fragmentację lasu. Stwierdzono, że odlesienie fragmentu terenu połączone z pracą turbiny wiatrowej powoduje zmiany w cyrkulacji powietrza, a także zwiększa ewaporację w sąsiedztwie turbiny (Baidya Roy i in. 2004; Luo i in. 2021; Msigwa i in. 2022; Wang i in. 2023). W dłuższym okresie może to powodować niekorzystne zmiany we fragmentach lasu sąsiadujących z turbiną, zwłaszcza w sytuacji, gdy i tak coraz większy problem dla lasów stanowi niedostatek wody. Długofalowe skutki takiego oddziaływania są trudne do oszacowania, co oznacza też, że nie mogą być lekceważone. Dodatkowo budowa fundamentów turbin, w związku z głębokimi wykopami, może powodować odwodnienie sąsiadującego terenu przynajmniej na etapie budowy – podobnie jak w przypadku każdej większej inwestycji budowlanej prowadzonej na obszarze leśnym.

Luki w drzewostanie, które powstają dookoła turbiny, są także elementem trwałego odsłonięcia gruntu wewnątrz lasu. Dodatkowo do każdej turbiny doprowadzone są elementy liniowej infrastruktury, takie jak drogi techniczne (typowo z rowami odprowadzającymi wodę deszczową) i linie energetyczne. Sytuacja, w której można do tego celu wykorzystać bez modyfikacji istniejącą infrastrukturę, należy do wyjątków. Budowa lub adaptacja infrastruktury także wiąże się z trwałym odlesieniem, odwodnieniem i zmianami w pokrywie glebowej oraz fragmentacją lasu. Powoduje to skutki dla ekosystemu, związane przede wszystkim z gwałtownymi zmianami mikroklimatu leśnego (Davies-Colley i in. 2000; Didham, Ewers 2014) i jego przyspieszoną termofilizacją (Zellweger i in. 2020; Govaert i in. 2021) oraz zwiększeniem efektu brzegowego dookoła luki, co oddziałuje szczególnie negatywnie na tzw. organizmy wnętrza lasu. Zminimalizowanie tego efektu wymaga płatu lasu o szerokości co najmniej czterech wysokości drzewostanu (Sławski 2008), co oznacza, że dookoła każdego stanowiska turbiny około 0,8 do 1 ha lasu staje się ekosystemem otwartym na wpływy zewnętrzne. Elementy te stają się zarówno barierami ekologicznymi dla drobnych zwierząt, szczególnie bezkręgowych (Muñoz i in. 2015; Cardoso i in. 2020), jak i drogą do inwazji obcych gatunków wkraczających do ekosystemów leśnych wzdłuż elementów antropogenicznych (Flory, Clay 2006; Mortensen 2009; Foxcroft i in. 2011; Meunier, Lavoie 2012; Deeley, Petrovskaya 2022). Regularna konserwacja turbin oraz ewentualne awarie sieci przesyłowych powodują pojawianie się zaburzeń związanych z ruchem samochodowym i koniecznością wykonywania prac ziemnych – ich negatywne oddziaływanie wewnątrz lasu jest znacząco większe, niż w otwartym krajobrazie rolniczym. Wpływ inwestycji wiatrowych na ekosystemy leśne należy rozpatrywać także w kontekście zwiększenia zagrożenia pożarowego lasów – głównie poprzez odwodnienie i udostępnienie terenu przez budowę dróg dojazdowych oraz możliwe awarie infrastruktury, a także samych turbin. Przewiduje się, że w warunkach obecnie trwającej zmiany klimatu awarie napowietrznych

linii energoelektrycznych mogą stanowić istotny czynnik inicjujący pożarów lasów (Mitchell 2013; Vahedi i in. 2025).

3. Podsumowanie

Zadaniem niniejszej publikacji nie jest analiza stanu prawnego związanego z budową siłowni wiatrowych na terenach zalesionych, lecz skupienie się na ocenie potencjalnego wpływu na środowisko przyrodnicze, na podstawie aktualnie dostępnych źródeł. Bez wątpienia korzystnym rozwiązaniem dla energetyki i dla środowiska przyrodniczego byłoby zwiększenie możliwości lokowania inwestycji na bezleśnych terenach otwartych na lądzie. Podważyłoby to zasadność wykorzystywania w tym celu terenów leśnych, zwykle bardziej wartościowych zarówno przyrodniczo, jak i pod względem wpływu na klimat.

Zrozumienie pełnych konsekwencji produkcji energii jest konieczne dla stabilnego, opartego na nauce zaspokojenia zapotrzebowania na energię. Powinno się to odbywać przy jednoczesnej ochronie ekosystemów i społeczności ludzkich, w toku zrównoważonej transformacji energetycznej. W okresie rosnących zagrożeń dla środowiska naturalnego, w tej liczbie zagrożeń dla trwałości lasów, otwieranie kolejnego potencjalnego zagrożenia dla środowiska leśnego poprzez wprowadzanie nowego, kontrowersyjnego społecznie i przyrodniczo czynnika, budzi wątpliwości. Każda inwestycja budowlana stanowi ingerencję w stan przyrody na terenie, na którym jest realizowana. W przypadku inwestycji w energetykę odnawialną kwestią podstawową jest ocena balansu pomiędzy stratami dla przyrody, a korzyściami środowiskowymi wynikającymi z budowy kolejnych obiektów: turbin wiatrowych, siłowni słonecznych lub elektrowni wodnych. Powszechnie przyjmuje się, że koszt przyrodniczy budowy siłowni wiatrowych na obszarach otwartych jest do zaakceptowania w świetle korzyści środowiskowych, jakie przynosi uzyskiwana w ten sposób czysta energia. W opinii autorów przedstawionej w niniejszym artykule na podstawie analizy dostępnych źródeł wiedzy, budowa tego typu obiektów na terenach leśnych podnosi koszty środowiskowe na wyższy poziom, co skłania do wnikliwej oceny zasadności takich inwestycji.

Podziękowania

Niniejsza praca powstała na podstawie tekstu i materiałów zebranych do celów przygotowania opinii Państwowej Rady Ochrony Przyrody nr PROP/2025-003 „Opinia w sprawie lokalizacji turbin wiatrowych na obszarach leśnych” z dn. 21.01.2025 r.

Źródła finansowania badań

Prace nad publikacją sfinansowano ze środków własnych autorów.

Wkład autorów

AR – koncepcja, analiza źródeł, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem, autor korespondencyjny; AK – koncepcja, analiza źródeł, przygotowanie tekstu, końcowa praca

nad tekstem, KŚ – koncepcja, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem, MC – koncepcja, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem, PP – koncepcja, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem, RŚ – koncepcja, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem, PCh – koncepcja, przygotowanie tekstu, końcowa praca nad tekstem.

Konflikt interesów

Autorzy deklaruje brak potencjalnych konfliktów, brak źródła finansowanych badań.

Literatura

- Agnew R.C.N., Smith V.J., Fowkes R.C. 2016. Wind turbines cause chronic stress in badgers (*Meles meles*) in Great Britain, *Journal of Wildlife Diseases* 52: 459–467. DOI: <https://doi.org/10.7589/2015-09-231>.
- Anshelm J., Haikola S. 2016. Power production and environmental opinions – Environmentally motivated resistance to wind power in Sweden, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 57: 1545–1555. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.211>.
- Apoznański G., Sánchez-Navarro S., Kokurewicz T., Pettersson S., Rydell J. 2018. Barbastelle bats in a wind farm: are they at risk? *European Journal of Wildlife Research* 64(4). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1202-1>.
- ARE b.d. Badania statystyczne. <https://www.are.waw.pl/badania-statystyczne/prezentacja-wybranych-danych> (dostęp 28.04.2026).
- AWWI 2019. American Wind Wildlife Institute Technical Report: A Summary of Bird Fatality Data in a Nationwide Database. American Wind Wildlife Institute, Washington, DC.
- Baerwald E.F., D'Amours G.H., Klug B.J., Barclay R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines, *Current Biology* 18: R695–6. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.06.029>.
- Baidya Roy S., Pacala S.W., Walko R.L. 2004. Can large wind farms affect local meteorology? *Journal of Geophysical Research* 109: D19101. DOI: <https://doi.org/10.1029/2004JD004763>.
- Balotari-Chiebao F., Valkama J., Byholm P. 2021. Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland, *Ornis Fennica* 98: 59–73. DOI: <https://doi.org/10.51812/of.133981>.
- Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbiriou C. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance, *Biological Conservation* 226: 205–214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.031>.
- Bellebaum J., Korner-Nievergelt F., Dürr T., Mammen U. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population, *Journal for Nature Conservation* 21: 394–400. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>.
- Browning E., Barlow K. E., Burns F., Hawkins C., Boughey K. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps, *Mammal Review* 51: 353–68. DOI: <https://doi.org/10.1111/mam.12239>.
- Bunzel K., Bovet J., Thrän D., Eichhorn M. 2019. Hidden outlaws in the forest? A legal and spatial analysis of onshore wind energy in Germany, *Energy Research & Social Science* 55: 14–25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.04.009>.
- Cardoso P., Barton P.S., Birkhofer K., Chichorro F., Deacon C., Fartmann T., Fukushima C.S., Gaigher R., Habel J.C., Hallmann C.A., Hill M.J., Hochkirch A., Kwak M.L., Mammola S., Ari Noriega J., Orfinger A.B., Pedraza F., Pryke J.S., Roque F.O., Settele J., Simaika J.P., Stork N.E., Suhling F., Vorster C., Samways M.J. 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions, *Biological Conservation* 242: 108426. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>.
- Cervantes F., Martins M., Simmons R.E. 2022. Population viability assessment of an endangered raptor using detection/non-detection data reveals susceptibility to anthropogenic impacts, *Royal Society Open Science* 9: 220043. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsos.220043>.

- Chowdhury N.E., Shakib M.A., Xu F., Salehin S., Islam M.R., Bhuiyan A.A. 2022. Adverse environmental impacts of wind farm installations and alternative research pathways to their mitigation, *Cleaner Engineering and Technology* 7: 100415. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100415>.
- Chylarecki P., Kajzer K., Polakowski M., Wysocki D., Tryjanowski P., Wuczyński A. 2011. Wytyczne dotyczące oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na ptaki. GDOŚ, Warszawa.
- Copernic b.d. Odnawialne źródła energii, farmy wiatrowe. <https://copernic.io/energetyka-wiatrowa> (dostęp 28.04.2026).
- Coppes J., Kämmerle J.L., Grünschnager-Berger V., Braunisch V., Bollmann K., Mollet P., Suchant R., Nopp-Mayr U. 2020. Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe, *Biological Conservation* 244: 108529. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108529>.
- Cryan P. M., Barclay R. M. R. 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions, *Journal of Mammalogy* 90: 1330–1340. DOI: <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1>.
- Cryan P. M., Gorresen P. M., Hein C. D., Schirmacher M. R., Diehl R. H., Huso M. M. 2014. Behavior of bats at wind turbines, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 15126–15131. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1406672111>.
- Dai K., Bergot A., Liang C., Xiang W.N., Huang Z. 2015. Environmental issues associated with wind energy: A review, *Renewable Energy* 75: 911–921. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.10.074>.
- Davies-Colley R.J., Payne G.W., van Elswijk M. 2000. Microclimate gradients across a forest edge, *New Zealand Journal of Ecology* 24(2): 111–121.
- Deeley B., Petrovskaya N. 2022. Propagation of invasive plant species in the presence of a road, *Journal of Theoretical Biology* 548: 111196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2022.111196>.
- Dhar A., Naeth M.A., Jennings P.D., El-Din M.G. 2020. Perspectives on environmental impacts and a land reclamation strategy for solar and wind energy systems, *Science of the Total Environment* 718: 134602. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134602>.
- Didham R.K., Ewers R.M. 2014. Edge effects disrupt vertical stratification of microclimate in a temperate forest canopy, *Pacific Science* 68(4): 493–508. DOI: <https://doi.org/10.2984/68.4.4>.
- Dürr T. 2023a. Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland. Dokumentation aus der zentralen Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg zusammengestellt. <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Voegel-Uebersicht-de.xlsx>. (dostęp 09.08.2023).
- Dürr T. 2023b. Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Dokumentation aus der zentralen Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg. <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Voegel-Uebersicht-Europa.xlsx>. (dostęp 09.08.2023).
- Ellerbrok J.S., Delius A., Peter F., Farwig N., Voigt Ch.C. 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites, *Journal of Applied Ecology* 59(10): 2497–2506. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14249>.
- Ellerbrok J.S., Farwig N., Peter F., Rehling F., Voigt Ch.C. 2023. Forest gaps around wind turbines attract bat species with high collision risk, *Biological Conservation* 288: 110347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110347>.
- Enevoldsen P., Sovacool B. K. 2016. Examining the social acceptance of wind energy: Practical guidelines for onshore wind project development in France, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 53: 178–184. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.08.041>.
- Erickson W.P., Wolfe M.M., Bay K.J., Johnson D.H., Gehring J.L. 2014. A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities, *PLoS One* 9: e107491. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107491>.
- Estellés-Domingo I., López-López P. 2024. Effects of wind farms on raptors: A systematic review of the current knowledge and the potential solutions to mitigate negative impacts, *Animal Conservation*. DOI: <https://doi.org/10.1111/acv.12988>.
- EUROBATS 22nd Meeting of the Advisory Committee, Belgrade, Serbia, 27 – 29 March 2017 Doc.EUROBATS.AC22.10.Rev.1. https://www.eurobats.org/sites/default/files/2025-08/Report_IWG_Wind_Turbines.pdf (dostęp 07.05.2026).
- EUROBATS 9th Session of the Meeting of the Parties Brijuni, Croatia, 10 – 13 October 2022 Resolution 9.4: Wind Turbines and Bat Populations https://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Meeting_of_Parties/Resolution%209.4%20Wind%20Turbines%20and%20Bat%20Populations.pdf (dostęp 11.05.2026).
- Flory S.L., Clay K. 2006. Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA, *Plant Ecology* 184(1): 131–141. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9057-4>.
- Foxcroft L.C., Jarošík V., Pyšek P., Richardson D.M., Rouget M. 2011. Protected-area boundaries as filters of plant invasions: Park boundaries and invasive plants, *Conservation Biology* 25(2): 400–405. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x>.
- Garvin J.C., Simonis J.L., Taylor J.L. 2024. Does size matter? Investigation of the effect of wind turbine size on bird and bat mortality, *Biological Conservation* 291: 110474. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110474>.
- Gaultier S.P., Blomberg A.S., Ijäs A., Vasko V., Vesterinen E.J., Brommer J.E. 2020. Bats and wind farms: The role and importance of the Baltic Sea countries in the European context of power transition and biodiversity conservation, *Environmental Science & Technology* 54: 10385–10398. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00070>.
- Gibson L., Wilman E.N., Laurance W.F. 2017. How Green is 'Green' Energy? *Trends in Ecology & Evolution* 32: 922–935. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>.
- González M.A., García-Tejero S., Wengert E., Fuentes B. 2016. Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm, *Bird Conservation International* 26: 256–261. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0959270914000471>.
- Govaert S., Vangansbeke P., Blondeel H., Steppe K., Verheyen K., De Frenne P. 2021. Rapid thermophilization of understorey plant communities in a 9 year-long temperate forest experiment, *Journal of Ecology* 109(6): 2434–2447. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13653>.
- Green D., McGuire L., Vanderwel M., Willis C., Noakes M., Bohn S., Green E., Brigham R. 2021. Local trends in abundance of migratory bats across 20 years, *Journal of Mammalogy* 191(6): 1542–1547. DOI: <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa154>.
- Hamed T.A., Alshare A. 2022. Environmental impact of solar and wind energy – a review, *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems* 10(2): 1090397. DOI: <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d9.0387>.
- Hurme E., Lenzi I., Wikelski M., Wild T.A., Dechmann D.K.N. 2025. Bats surf storm fronts during spring migration, *Science* 387: 97–102. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.ade7441>.
- Husby M., Pearson M. 2022. Wind farms and power lines have negative effects on territory occupancy in Eurasian eagle owls (*Bubo bubo*), *Animals* 12: 1089. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani12091089>.
- Huso M., Conkling T., Dalthorp D., Davis M., Smith H., Fesnock A., Katzner T. 2021. Relative energy production determines effect of repowering on wildlife mortality at wind energy facilities, *Journal of Applied Ecology* 58: 1284–1290. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13853>.
- Jameson J.W., Willis C.K.R. 2014. Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: implications for mortality of bats at wind turbines, *Animal Behaviour* 97: 145–152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2014.09.003>.
- Jones N.F., Pejchar L., Kiesecker J.M. 2015. The Energy Footprint: How oil, natural gas, and wind energy affect land for biodiversity and the flow of ecosystem services, *BioScience* 65: 290–301. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biu224>.
- Kati V., Kassara C., Vrontisi Z., Moustakas A. 2021. The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot, *Science of the Total Environment* 768: 144471. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144471>.
- Katzner T.E., Nelson D.M., Diffendorfer J.E., Duerr A.E., Campbell C.J., Leslie D. 2019. Wind energy: An ecological challenge, *Science* 366: 1206–1207. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaz9989>.
- Kepel A., Ciechanowski M., Jaros R. 2013. Wytyczne dotyczących

- oceny oddziaływania elektrowni wiatrowych na nietoperze (projekt). PTOP Salamandra. 74 s.
- Kim S.K., Park S. 2023. Impacts of renewable energy on climate vulnerability: A global perspective for energy transition in a climate adaptation framework, *Science of the Total Environment* 859: 160175. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160175>.
- Knörnschild M. 2024. Singende Fledermäuse an Windkraftanlagen [referat konferencyjny]. Fledermauskundliche Tagung, 22–24.11.2024, Schloss Mansfeld, Mansfeld.
- Kokologos D., Tsitoura I., Kouloumpis V., Tsoutsos T. 2014. Visual impact assessment method for wind parks: A case study in Crete, *Land Use Policy* 39: 110–120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.03.014>.
- Komisja Europejska 2020. Guidance document on wind energy developments and EU nature legislation. Publication Office of the European Union, Luxembourg, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/2b08de80-5ad4-11eb-b59f-01aa75ed71a1> (dostęp 11.05.2026).
- Köppel J., Dahmen M., Helfrich J., Schuster E., Bulling L. 2014. Cautious but committed: moving towards adaptive planning and operation strategies for renewable energy's wildlife implications, *Environmental Management* 54: 744–755. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0333-8>.
- Kumara H.N., Babu S., Rao G.B., Mahato S., Bhattacharya M., Rao N.V.R. 2022. Responses of birds and mammals to long-established wind farms in India, *Scientific Reports* 12: 1339. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05159-1>.
- Kunz T.H., Arnett E.B., Erickson W.P., Hoar A.R., Johnson G.D., Larkin R.P., Strickland M.D., Thresher R.W., Tuttle M.D. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses, *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315–324. DOI: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[315:EIOWED\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2).
- Lagerveld S., de Vries P., Harris J. Parsons S., Debusschere E., Hüppop O., Brust V., Schmaljohann H. 2024. Migratory movements of bats are shaped by barrier effects, sex-biased timing and the adaptive use of winds, *Movement Ecology* 12: 81. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40462-024-00522-z>.
- Langston R.H.W., Fox A.D., Drewitt A. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. Ibis 148, Suppl. 1: S210–S216.
- Laranjeiro T., May R., Verones F. 2018. Impacts of onshore wind energy production on birds and bats: recommendations for future life cycle impact assessment developments, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23: 207–223. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1434-4>.
- Loss S.R., Will T., Marra P.P. 2013. Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States, *Biological Conservation*, 168: 201–209, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.007>.
- López-Peinado A., Lis Á., Perona A.M., López-López P. 2020. Habitat preferences of the tawny owl (*Strix aluco*) in a special conservancy area of eastern Spain, *Journal of Raptor Research* 54: 402–413. DOI: <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.4.402>.
- Luo L., Zhuang Y., Duan Q., Dong L., Yu Y., Liu Y. 2021. Local climatic and environmental effects of an onshore wind farm in North China, *Agricultural and Forest Meteorology* 308: 108607. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108607>.
- Lopucki R., Klich D., Gielarek S. 2017. Do terrestrial animals avoid areas close to turbines in functioning wind farms in agricultural landscapes? *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 343. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6018-z>.
- Lopucki R., Klich D., Ścibior A., Gołębiowska D., Perzanowski K. 2018. Living in habitats affected by wind turbines may result in an increase in corticosterone levels in ground dwelling animals, *Ecological Indicators* 84: 165–171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.052>.
- Lopucki R., Perzanowski K. 2018. Effects of wind turbines on spatial distribution of the European hamster, *Ecological Indicators* 84: 433–436. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.019>.
- Mackie I., Racey P.A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (*Nyctalus noctula*): implications for conservation, *Biological Conservation* 140: 70–77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.0312>.
- Marques J., Rodrigues S., Ferreira R., Mascarenhas M. 2018. Wind industry in Portugal and its impacts on wildlife: special focus on spatial and temporal distribution on bird and bat fatalities, w: M. Mascarenhas, A.T. Marques, R. Ramalho, D. Santos, J. Bernardino, C. Fonseca (red.), *Biodiversity and Wind Farms in Portugal: Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process*. Springer International Publishing, Cham, s. 1–22.
- McKay R., Johns S., Bischof R., Matthews F., van der Kooij J., Yoh N., Eldegard K. 2024. Wind energy development can lead to guild-specific habitat loss in boreal forest bats, *Wildlife Biology*. DOI: <https://doi.org/10.1002/wlb3.01168>.
- Meunier G., Lavoie C. 2012. Roads as corridors for invasive plant species: New evidence from smooth bedstraw (*Galium mollugo*), *Invasive Plant Science and Management* 5(1): 92–100. DOI: <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-11-00047.1>.
- Millon L., Julien J.F., Julliard R., Kerbiriou C. 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures, *Ecological Engineering* 75: 250–257. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.050>.
- Ministerstwo Klimatu i Środowiska 2021. Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 2 marca 2021 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2040 r. *Monitor Polski. Dziennik Urzędowy Rzeczypospolitej Polskiej*. <https://www.dziennikustaw.gov.pl/M2021000026401.pdf> (dostęp 28.04.2026).
- Ministerstwo Klimatu i Środowiska 2024. Projekt ustawy o elektrowniach wiatrowych: wsparcie inwestycji przyszłości. <https://www.gov.pl/web/klimat/projekt-ustawy-o-elektrowniach-wiatrowych-wsparcie-inwestycji-przyszlosci> (dostęp 28.04.2026).
- Mitchell J.W. 2013. Power line failures and catastrophic wildfires under extreme weather conditions, *Engineering Failure Analysis* 35: 726–735. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2013.07.006>.
- Mortensen D.A., Rauschert E.S.J., Nord A.N., Jones B.P. 2009. Forest roads facilitate the spread of invasive plants, *Invasive Plant Science and Management* 2(3): 191–199. DOI: <https://doi.org/10.1614/IPSM-08-125.1>.
- Msigwa G., Ighalo J.O., Yap P.S. 2022. Considerations on environmental, economic, and energy impacts of wind energy generation: Projections towards sustainability initiatives, *Science of the Total Environment* 849: 157755. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157755>.
- Muñoz P.T., Torres F.P., Megias A.G. 2015. Effects of roads on insects: a review, *Biodiversity and Conservation* 24(3): 659–682. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- Osman A. I., Chen L., Yang M., Msigwa G., Farghali M., Fawzy S. 2023. Cost, environmental impact, and resilience of renewable energy under a changing climate: a review, *Environmental Chemistry Letters* 21: 741–764. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01532-8>.
- Pohl J., Hübner G., Mohs A. 2012. Acceptance and stress effects of aircraft obstruction markings of wind turbines, *Energy Policy* 50: 592–600. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.07.062>.
- Rachwald A. 1992. Habitat preference and activity of the noctule bat *Nyctalus noctula* in the Białowieża Primeval Forest, *Acta Theriologica* 37: 413–422.
- Reusch Ch., Paul A. A., Fritze M., Kramer-Schadt S., Voigt Ch.C. 2022. Wind energy production in forests conflicts with tree-roosting bats, *Current Biology*, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.12.050>.
- Rnjak D., Janeš M., Križan J., Antić O. 2023. Reducing bat mortality at wind farms using site-specific mitigation measures: a case study in the Mediterranean region, Croatia, *Mammalia* 87: 259–270. DOI: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2022-0100>.
- Rodrigues L. (red.) 2017. Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations. Doc.EUROBATS.AC22.10.Rev.1 22nd Meeting of the Advisory Committee Belgrade, Serbia, 27 – 29 March 2017.
- Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M.-J., Karapandza B., Kovac D., Kervyn T., Dekker J., Kepel A., Bach P., J. Collins, Harbusch C., Park K., Micevski B., Mindermann J. 2014. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Revision 2014. EUROBATS Publication series no. 6, 132 s.
- Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M., Green M., Rodrigues L., Hedenstrom A. 2010. Bat mortality at wind turbines in north-western Europe, *Acta Chiropterologica* 12: 261–274. DOI: <https://doi.org/10.3161/150811010X537846>.
- Rynekelekttryczny.pl 2025 Moc zainstalowana OZE. Raport za sierpień 2025 r. <https://www.rynekelekttryczny.pl/moc-zainstalowana-oze-w>

- polsce (dostęp 28.04.2026).
- Schaub M. 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations, *Biological Conservation* 155: 111–118. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.021>.
- Schippers P., Buij R., Schotman A., Verboom J., van der Jeugd H., Jongejans E. 2020. Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations, *Ecology and Evolution* 10: 6274–6287. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.6360>.
- Schöll E. M., Nopp-Mayr U. 2021. Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrub- and woodlands, *Biological Conservation* 256: 109037. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109037>.
- Schuster E., Bulling L., Köppel J. 2015. Consolidating the State of Knowledge: A synoptical review of wind energy's wildlife effect, *Environmental Management* 56: 300–331. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0501-5>.
- Seiche K., Endl P., Lein M. 2008. Naturschutz und Landschaftspflege – Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006. Report to Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG). Abteilung Natur, Landschaft, Boden, Dresden, 62 s.
- Sławski M. 2008. Wewnętrzna fragmentacja lasu i jej skutki przyrodnicze, *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 3(19): 55–60.
- Smallwood K.S. 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects, *Wildlife Society Bulletin* 37: 19–33. DOI: <https://doi.org/10.1002/wsb.260>.
- Smallwood K.S., Bell D.A., Standish S. 2020. Dogs Detect Larger Wind Energy Effects on Bats and Birds, *Journal of Wildlife Management* 84: 852–864. DOI: <https://doi.org/10.1002/jwmg.21863>.
- Sorkhabi S.Y.D., Romero D.A., Yan G.K., Gu M.D., Moran J., Morgenroth M. 2016. The impact of land use constraints in multi-objective energy-noise wind farm layout optimization, *Renewable Energy* 85: 359–370. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.06.026>.
- Šuba J., Petersons G., Rydell J. 2012. Fly-and-Forage Strategy in the Bat *Pipistrellus nathusii* during autumn migration, *Acta Chiropterologica* 14(2): 379–385. DOI: <https://doi.org/10.3161/150811012X661693>.
- Szoldatis K., Meyerholz D., Johnson G., Capparella A., Loew S. 2012. A Forensic Investigation Into the Etiology of Bat Mortality at a Wind Farm: Barotrauma or Traumatic Injury? *Veterinary Pathology* 49: 362–371. DOI: <https://doi.org/10.1177/0300985812436745>.
- Taubmann J., Kämmerle J.L., Andrén H., Braunisch V., Storch I., Fiedler W., Suchant R., Coppes J. 2021. Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie *Tetrao urogallus*, *Wildlife Biology*: 1–13. DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>.
- Thaker M., Zambre A., Bhosale H. 2018. Wind farms have cascading impacts on ecosystems across trophic levels, *Nature Ecology & Evolution* 2: 1854–1858. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0707-z>.
- Thaxter C.B., Buchanan G.M., Carr J., Butchart S.H.M., Newbold T., Green R.E. 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment, *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20170829. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>.
- Thompson M., Beston J. A., Etterson M., Diffendorfer J.A., Loss S.R. 2017. Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States, *Biological Conservation* 215: 241–245. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.014>.
- Tolvanen A., Routavaara H., Jokikokko M., Rana P. 2023. How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced from onshore wind power development? – A systematic review, *Biological Conservation* 288: 110382. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110382>.
- Tucci F. 2017. Windenergie im Wald Good Practice / Lessons learned – 16 gute Beispiele. Fachagentur Windenergie an Land. https://www.fachagentur-wind-solar.de/fileadmin/Veroeffentlichungen/Wind/Windenergie_im_Wald_FA_Wind_Good_Practice_Wind_im_Wald_12-2017.pdf (dostęp 07.05.2026).
- Ustawa 2008. Ustawa 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, *Dziennik Ustaw* z 2024 r. (poz. 1112, 1881, 1940, 1535).
- Vahedi S., Zhao J., Pierre B., Lei F., Anagnostou E., He K., Jones Ch., Wang B. 2025. Wildfire and power grid nexus in a changing climate, *Nature Reviews Electrical Engineering* 2: 225–243. <https://doi.org/10.1038/s44287-025-00150-0>.
- Verboom B., Huitema H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*, *Landscape Ecology* 12: 117–125. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02698211>.
- Voigt Ch.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I., Kramer-Schadt S. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations, *Biological Conservation* 153: 80–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.027>.
- Wang G., Li G., Liu Z. 2023. Wind farms dry surface soil in temporal and spatial variation, *Science of the Total Environment* 857: 159293. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.102000>.
- Wang S., Wang S. 2015. Impacts of wind energy on environment: a review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 49: 437–443. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.137>.
- Weber N., Nagy M., Hochradel K., Mages J., Naucke A., Schneider A., Stiller F., Behr O., Simon R. 2018. Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen, w: Bestimmung des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore Windenergieanlagen in der Planungspraxis – Endbericht des Forschungsvorhabens gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Förderkennzeichen 0327638E). O. Behr i in., Erlangen / Freiburg / Ettiswil.
- Węgiel A., Grzywiński W., Ciechanowski M., Jaros R., Kalcounis-Rüppell M., Kmiecik A., Kmiecik P., Węgiel J. 2019. The foraging activity of bats in managed pine forests of different ages, *European Journal of Forest Research* 138: 383–396. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01174-6>.
- Zellweger F., De Frenne P., Lenoir J., Vangansbeke P., Verheyen K., Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Hédli R., Berki I., Brunet J., Van Calster H., Chudomelová M., Decocq G., Dirnböck T., Durak T., Heinken T., Jaroszewicz B., Kopecký M., Máliš F., Macek M., Malicki M., Naaf T., Nagel T.A., Ortmann-Ajkai A., Petřík P., Pielech R., Reczyńska K., Schmidt W., Standovář T., Świerkosz K., Teleki B., Vild O., Wulf M., Coomes D. 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming, *Science* 368: 772–775. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aba6880>.
- Zimmerling J.R., Pomeroy A.C., D'Entremont M.V., Francis C.M. 2013. Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments, *Avian Conservation and Ecology* 8(2): 10. DOI: <https://doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>.