

PIOTR TRYJANOWSKI*, ŁUKASZ DYLEWSKI, JANUSZ KŁOSKOWSKI,
MARTA KORNELIA NOWAK, ŁUKASZ MYCZKO, ANDRZEJ WĘGIEL

Lasy jako przestrzeń rozwoju energetyki wiatrowej: konsekwencje dla ptaków i nietoperzy

Wprowadzenie

W miarę jak świat przechodzi na bardziej zrównoważone i odporne systemy energetyczne, energetyka wiatrowa stała się jednym z kluczowych elementów tej transformacji. W kontekście globalnych wyzwań związanych ze zmianami klimatu, bezpieczeństwem energetycznym oraz zrównoważonym rozwojem gospodarczym, energia wiatrowa stanowi odnawialne i coraz bardziej konkurencyjne źródło energii, charakteryzujące się niską emisją gazów cieplarnianych (Gayen i in., 2024). W ciągu ostatnich dwóch dekad sektor ten rozwijał się dynamicznie w skali globalnej, a wiodące gospodarczo państwa, takie jak Chiny i Stany Zjednoczone, zajmują dziś czołowe pozycje pod względem wdrażania i rozwoju technologicznego (Ledec i in., 2011). Energetyka wiatrowa jest również jednym z filarów transformacji energetycznej i bezpieczeństwa energetycznego Europy. W 2024 r. na naszym kontynencie zainstalowano 16,4 GW nowych mocy (w tym 12,9 GW w krajach UE), a łączna moc energii z wiatru osiągnęła ok. 272 GW. W Polsce moc lądowych farm przekroczyła 10 GW, co pozwala pokryć ok. 15% zapotrzebowania

* Prof. dr hab. Piotr Tryjanowski (piotr.tryjanowski@gmail.com), Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu & Institute for Advanced Study, Technical University of Munich, Germany; <https://orcid.org/0000-0002-8358-0797>

Dr Łukasz Dylewski (lukasz.dylewski@up.poznan.pl), Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; <https://orcid.org/0000-0002-1370-7625>

Dr hab. Janusz Kloskowski, prof. UPP (janusz6kl@gmail.com), Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; <https://orcid.org/0000-0002-0525-2421>

Mgr inż. Marta Kornelia Nowak (marta.mkn@gmail.com), Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; <https://orcid.org/0009-0007-7210-5652>

Dr hab. Łukasz Myczko, prof. UPP (lukasz.myczko@up.poznan.pl), Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; <https://orcid.org/0000-0002-9305-2306>

Dr hab. Andrzej Węgiel, prof. UPP (andrzej.wegiel@up.poznan.pl), Katedra Urządzania Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; <https://orcid.org/0000-0002-4504-1696>

na energię elektryczną (<https://iea-wind.org>). Dynamiczny rozwój tego sektora budzi jednak nie tylko nadzieje, lecz także kontrowersje dotyczące krajobrazu, hałasu, bezpieczeństwa, a przede wszystkim wpływu na przyrodę. Często patrzymy na energię z wiatru wyłącznie przez pryzmat „zielonej” produkcji prądu, zapominając, że każda megawatogodzina ma swoją przyrodniczą cenę, zarówno w przypadku energetyki konwencjonalnej, ale również w przypadku technologii odnawialnych. Niestety, ta ograniczona perspektywa bywa wzmocniana przez debatę publiczną, w której brakuje spokojnego, pozatechnicznego tłumaczenia, jakie koszty środowiskowe generuje cała energetyka od wydobycia surowców po budowę i eksploatację infrastruktury (Kozłowski, 2022). Prowadzi to do demonizowania źródeł odnawialnych, w tym energetyki wiatrowej. Co bywa zaskakujące, bowiem alternatywy dla wiatru, zwłaszcza paliwa kopalne, wiążą się z dobrze udokumentowanymi, rozległymi stratami w bioróżnorodności oraz długotrwałymi, przestrzennie rozproszonymi oddziaływaniami (Butt i in., 2013; Souther i in., 2014; Sonter i in., 2018).

Zwierzętami szczególnie wrażliwymi na oddziaływanie farm wiatrowych są ptaki i nietoperze, taksony przydatne jako bioindykatory, których stan populacji pozwala ocenić kondycję ekosystemów (Kunz i in., 2007; Smallwood, 2007; Voigt i in., 2022). Szacuje się, że każdego roku przy turbinach wiatrowych giną setki tysięcy osobników tylko w samej Ameryce Północnej i Europie (Hayes, 2013; Smallwood, 2013; Voigt i in., 2015), a wysokie wskaźniki śmiertelności odnotowano także na innych kontynentach (Chou i in., 2017; Roemer i in., 2019; Voigt i in., 2022). Kolizje z turbinami wiatrowymi stanowią poważne zagrożenie zwłaszcza dla gatunków o specyficznych cechach ekologicznych i behawioralnych, dla których mogą one stanowić jeden z głównych czynników ograniczających liczebność populacji (Dürr i Bach, 2004; Arnett i in., 2008; Balotari-Chiebao i in., 2021). Ten zestaw faktów zmusza do dokładniejszego przyjrzenia się zagadnieniu zagrożenia bioróżnorodności, zwłaszcza w przypadku ekspansji energii wiatrowej do nowych środowisk.

Właśnie, przede wszystkim w kontekście bioróżnorodności, w ostatnich latach w wielu krajach, zwłaszcza tych o dużych zasobach leśnych, trwa ożywiona debata dotycząca koncepcji lokowania turbin w środowiskach leśnych. Koncepcja ta pojawiła się z powodu ograniczonej dostępności terenów otwartych na cele energii wiatrowej, regulacji odległościowych w stosunku do terenów zamieszkałych czy argumentów o mniejszej konfliktowości krajobrazowej. To jednak właśnie lasy, z ich złożoną strukturą i dużą koncentracją zwierząt, w tym wielu gatunków zagrożonych, wymagają szczególnej uwagi. Kluczowe pytanie brzmi: jakie są rzeczywiste skutki budowy i eksploatacji turbin w lasach dla populacji ptaków i nietoperzy i jak te skutki mierzyć (por. Schöll i Nopp-Mayr 2021; Katovich, 2023)? Dlatego w niniejszym artykule chcemy pokazać wagę problemu wiatraków w lasach, ale w szerszym niż zwykle kontekście: każda forma produkcji ener-

gii ma koszty środowiskowe, których nie możemy ignorować. W pracy analizujemy dostępne dane dotyczące zagrożeń dla ptaków i nietoperzy, wskazując ograniczenia obecnej wiedzy. Naszym celem nie jest klasyczny przegląd wykonanych analiz, lecz krytyczne spojrzenie na badania, ich metodologie i możliwe ograniczenia poznawcze. W kolejnych częściach artykułu przedstawiamy wyniki przeprowadzonego przeglądu literatury naukowej, obejmującego zarówno publikacje dokumentujące negatywne oddziaływania turbin wiatrowych, jak i te wskazujące na brak jednoznacznych efektów. Analizujemy też luki w wiedzy i wskazujemy, że decyzje dotyczące lokalizacji farm wiatrowych w lasach powinny być oparte na solidnych danych empirycznych, a nie wyłącznie na tzw. wiedzy eksperckiej. Podkreślamy również potrzebę stosowania środków zaradczych oraz lepszego monitoringu. Środki publiczne przeznaczane na rozwój energetyki wiatrowej powinny równocześnie wspierać badania przyrodnicze w duchu ostrzeżenia przed pozornym „postępem”, jeśli ignoruje się konflikty interesów i ukryte koszty (Wuczyński i Tryjanowski, 2013). Tylko wtedy transformacja energetyczna będzie rzeczywiście zrównoważona, a decyzje planistyczne racjonalne i oparte na wiedzy, nie na intuicji.

Przegląd literatury

W celu zebrania i podsumowania aktualnej wiedzy na temat wpływu farm wiatrowych na ptaki i nietoperze w środowiskach leśnych przeprowadzono kompleksowy przegląd literatury, obejmujący zarówno artykuły recenzowane, jak i raporty, ekspertyzy oraz inne źródła o znaczeniu praktycznym.

Przegląd przygotowano w sposób, który unika powielania dominujących narracji i ograniczania się do zestawu „wyników technicznych” pozbawionych kontekstu dowodowego. Wykorzystano wiodące bazy publikacji naukowych (*Web of Science*, *Scopus*, *Google Scholar*, *Zoological Record*) oraz zasoby zgromadzone w repozytorium TETHYS, które gromadzi raporty, dokumenty, opracowania i prace naukowe dotyczące odnawialnych źródeł energii. Dodatkowo zastosowano podejście tzw. poszukiwania pośredniego, polegającego na analizie literatury cytowanej w innych publikacjach, o ile badania odnosiły się bezpośrednio do wpływu farm wiatrowych w lasach na ptaki i nietoperze. Rozszerzono wyszukiwania o słowa kluczowe w kilku językach europejskich (m.in. niemieckim, francuskim i językach skandynawskich), aby ograniczyć tendencyjność wynikającą z bazowania na pracach anglojęzycznych (*Anglo-centric bias*). Kryteria włączenia pozycji literaturowej koncentrowały się na badaniach terenowych dotyczących turbin faktycznie zlokalizowanych w lasach, tj. w ciągach turbin otoczonych drzewostanem. Celowo wyłączono prace z krajobrazów otwartych i półotwartych, które rządzą się odmienną dynamiką ekologiczną i które są znacznie lepiej poznane, ale uwzględniano wyniki takich prac, jeśli można je było wiarygodnie ekstrapolować na obszary leśne.

Ekstrakcja danych była ukierunkowana na ocenę siły dowodu. Rejestrowano typ projektu, m.in. rozróżnienie ujęć *Before–After–Control–Impact* – BACI (Przed-Po-Wpływ-Kontrola), ujęć *Before–After* i badań porealizacyjnych, czas trwania i sezon prowadzenia prac, zastosowane techniki (liczenia terenowe, monitoring akustyczny, telemetryczny, radarowy), a także podstawowe parametry inwestycji i siedliska (m.in. liczba i wysokość turbin, typ i wiek drzewostanu). Uwzględniono również obecność i charakter środków łagodzenia strat wśród ptaków i nietoperzy. W raportach dominowały analizy śmiertelności i liczebności gatunków, natomiast dane telemetryczne pojawiały się sporadycznie; podobną strukturę odnotowano w publikacjach recenzowanych. Materiał był geograficznie zróżnicowany, z wyraźną przewagą danych z USA, Niemiec i krajów skandynawskich, co wskazuje na nierównomierną dostępność danych. Zdecydowanie częściej w badaniach analizowano skutki po uruchomieniu farm niż w pełnych układach *Before–After*, co ogranicza rozstrzygalność wniosków w długiej perspektywie czasowej.

Takie podejście pozwoliło zidentyfikować luki i słabości metodyczne: niedobór długich szeregów czasowych, rzadkość danych zimowych i migracyjnych, słabą standaryzację metod i protokołów badawczych. Nasze wyniki nie pozwalają na to, ale w przyszłości należałoby także zbadać potencjalne efekty finansowania badań i tzw. selekcji publikacyjnej (w tym znaczące niedoszacowanie wyników „bez efektu statystycznie istotnego”).

Lasy jako przestrzeń rozwoju energetyki wiatrowej

Realizacja celów polityki neutralności klimatycznej wiąże się z rosnącą presją na zagospodarowanie lasów na potrzeby rozwoju odnawialnych źródeł energii (Searchinger i in., 2018). W regionach o wysokiej lesistości, takich jak kraje skandynawskie, lokalizowanie turbin wiatrowych w środowiskach leśnych staje się coraz częstsze (Enevoldsen, 2016; Högbom i in., 2021). Podobne zjawisko obserwuje się w strefie umiarkowanej i borealnej Ameryki Północnej oraz w Chinach. W Stanach Zjednoczonych w 2015 roku w lasach funkcjonowało 1960 turbin wiatrowych, co stanowiło około 4% wszystkich instalacji lądowych (Xiarchos i Sandborn, 2017), a w Chinach, według analiz zobrazowań satelitarnych, spośród 63 055 turbin aż 16 173 znajdowało się w zalesionych obszarach (Yang i in., 2025). W Europie największe skupienia turbin leśnych notuje się w Niemczech, Austrii i krajach skandynawskich, przy czym brak jednolitej ewidencji, a nawet lokalnej spójnej definicji lasu, utrudnia dokładne oszacowanie skali zjawiska. W Niemczech, gdzie prowadzi się odrębne statystyki, w 2023 roku działało 2450 turbin leśnych, co stanowiło około 11% wszystkich turbin lądowych (www.fachagentur-wind-solar.de).

Rosnące zainteresowanie lokalizowaniem turbin w lasach wynika zarówno z przesłanek planistycznych, jak i pragmatycznych. Ograniczona dostępność terenów otwartych

spełniających wymogi odległościowe od zabudowy, presja na przyspieszenie inwestycji oraz bardziej przewidywalne procedury na gruntach publicznych sprzyjają wyborowi terenów leśnych. W wielu regionach Europy i Ameryki Północnej korzystne warunki wiatrowe występują na zalesionych grzbietach górskich, a istniejąca infrastruktura leśna, np. drogi, korytarze przesyłowe i place technologiczne jest postrzegana jako atut logistyczny. Te argumenty tłumaczą obecność projektów leśnych w agendach rozwojowych, nie przesądzają jednak o ich ekologicznej zasadności. Z perspektywy przyrodniczej bowiem las nie jest jedynie przestrzenią inwestycyjną, lecz złożonym układem troficznym i przestrzennym, w którym interwencje infrastrukturalne rzadko pozostają neutralne. Obecność farm wiatrowych w lasach zakłada między innymi ryzyko kolizji ptaków i nietoperzy z elementami turbin. Realizacja inwestycji wymaga ponadto znaczących przekształceń struktury lasu, tj. poszerzania dróg, budowy placów montażowych i kablowania, co prowadzi do fragmentacji i tworzenia nowych krawędzi siedlisk, modyfikacji mikroklimatu oraz zmian sieci troficznych (Davy i in., 2021). W konsekwencji może to eliminować gatunki typowe dla wnętrza lasów i obniżać lokalną różnorodność biologiczną, a w skali krajobrazu prowadzić do zmniejszenia łączności ekologicznej i kurczenia arealów gatunków o dużych wymaganiach przestrzennych (Leung i Yang, 2012). Również komponent akustyczny i wizualny, obejmujący hałas oraz efekt migotania cienia wskutek ruchu łopat turbin, może zakłócać komunikację i zachowania terytorialne, choć stopień tych oddziaływań jest specyficzny dla stanowiska, a drzewostan częściowo tłumi propagację bodźców (Voigt i in., 2022). Łącznie efekty te są znaczące i o tym czy i jak umieszczać na obszarach leśnych turbiny wiatrowe powinny decydować również przesłanki ekologiczne oparte na solidnych dowodach naukowych, a nie wyłącznie uwarunkowania logistyczne czy energetyczne.

Ze społecznego punktu widzenia ważny jest fakt, że wartość ekologiczna lasów jest uznawana zwykle za wyższą niż większości ekosystemów otwartych (Bobieć i in., 2025), dlatego wiele krajów wprowadza ograniczenia lub zakazy lokalizowania turbin w takich siedliskach, zwłaszcza w lasach pierwotnych lub ostojach gatunków chronionych (Bunzel i in., 2019; May i in., 2021). Wytoczne międzynarodowe, w tym rekomendacje EUROBATS oraz zasady Banku Światowego, wręcz wykluczają lasy z pozyskiwania energii wiatrowej lub podkreślają konieczność uwzględniania wpływu inwestycji na siedliska, mikroklimat i walory krajobrazowe (Ledec i in., 2011; Rodrigues i in., 2015). Dotychczasowe badania nie wykazały jednak jednoznacznego związku pomiędzy lokalizacją farm wiatrowych w lesie a zwiększeniem ryzyka kolizji ptaków i nietoperzy (Arnett i in., 2016), ponadto coraz liczniejsze prace wskazują na skuteczność wybranych strategii zaradczych, które mogą znacząco ograniczać śmiertelność przy niewielkiej utracie produkcji energii. Do najskuteczniejszych należą czasowe wyłączenia turbin w okresach wysokiej aktywności nietoperzy, zwłaszcza w ciepłe, prawie bezwietrzne noce (Arnett

i in., 2011; Whitby i in., 2024). Rozwijane są także systemy detekcji i automatycznego wyłączania turbin w czasie rzeczywistym oraz eksperymenty z kontrastowaniem łopat wirników, choć te ostatnie wymagają dalszej weryfikacji w warunkach leśnych (May i in., 2021). Pomimo rosnącej liczby instalacji, badań terenowych dotyczących wpływu turbin w lasach na bioróżnorodność wciąż jest niewiele, a ich wyniki są obciążone znaczną niepewnością metodologiczną (Schöll i Nopp-Mayr, 2021).

Ocena lasów jako **korzystnych lokalizacji** w ujęciu społecznym i administracyjnym może ukrywać rzeczywiste koszty ekologiczne, jeśli ogranicza się wyłącznie do parametrów wietrznych. Dlatego zasadne jest podejście ostrożnościowe (Myers, 1993; Kriebel i in., 2001; Braunisch i in., 2015), oparte na hierarchii działań: unikanie, minimalizacja i kompensacja. W praktyce oznacza to wykluczanie ostoi i stref wysokiego ryzyka kolizyjnego, stosowanie buforów ochronnych, wykorzystanie istniejących dróg w celu ograniczenia ingerencji infrastrukturalnej oraz planowanie wariantowe z analizą efektów kumulatywnych. Kluczowe znaczenie ma także obowiązkowy monitoring porealizacyjny prowadzony z odpowiednią mocą dowodową (Ledec i in., 2011; Rodrigues i in., 2015; May i in., 2021). Skala szkód i efektywność środków łagodzących pozostają silnie zależne od kontekstu siedliskowego i jakości danych, dlatego decyzje podejmowane na etapie planowania mają większe znaczenie niż późniejsze działania naprawcze.

Udział interesariuszy w rozwoju projektów wiatrowych

Wyzwania towarzyszące budowie farm wiatrowych wynikają w dużej mierze z konieczności prowadzenia szczerego i rzetelnego dialogu z interesariuszami. Należy mieć na uwadze, że proces planowania budowy turbin wiatrowych w lasach wiąże się z udziałem zdecydowanie większej liczby jednostek niż w przypadku budowy wiatraków na często wykorzystywanych terenach rolnych. Uczestnikami są urzędnicy, leśnicy, właściciele lasów, deweloperzy oraz lokalna społeczność. Planowanie rozwoju projektów deweloperskich związanych z powstawaniem farm wiatrowych powinno opierać się na zasadach sprawiedliwości społecznej i przejrzystości, a także na wzajemnym zaufaniu między społecznościami lokalnymi a deweloperami projektów. Jednostronna chęć ograniczenia oporu społecznego przez deweloperów i głównych decydentów może podminowywać zaufanie, zwłaszcza gdy społeczności lokalne postrzegają podejmowane decyzje jako z góry przesądzone (Ziggers, 2024). Przejrzysta komunikacja, wczesne konsultacje społeczne oparte na dowodach naukowych, autorytetach w dziedzinie pomagają ograniczyć potencjał konfliktu i złagodzić efekt znany jako NIMBY (ang. *not in my backyard*). Sprzeciw wobec energetyki wiatrowej odzwierciedla bardziej złożony dylemat między globalnymi korzyściami środowiskowymi a lokalnymi kosztami ekologicznymi lub estetycznymi, wynikającymi z widocznych przekształceń terenów (Enevoldsen i Sovacool, 2016).

Wpływ farm wiatrowych na ptaki i nietoperze

Śmiertelność. Turbiny wiatrowe mogą generować istotną śmiertelność ptaków i nietoperzy, zwłaszcza na trasach migracyjnych oraz w pobliżu atrakcyjnych żerowisk. Śmiertelność ptaków i nietoperzy na farmach wiatrowych wynika głównie z kolizji z ruchomymi łopatomy turbin, elementami infrastruktury stacjonarnej, a w przypadku nietoperzy także z barotraumaty, czyli uszkodzeń wewnętrznych spowodowanych zmianami ciśnienia powietrza w pobliżu działających łopat (Kunz i in., 2007; Baerwald i in., 2008). Dane dotyczące strat nietoperzy w środowiskach leśnych wskazują na znaczne różnicowanie wskaźników śmiertelności. Wysokie straty odnotowane po roku 2000 na farmach wiatrowych we wschodnich Stanach Zjednoczonych sugerowały, że nietoperze mogą być przywabiane do turbin, gdyż liczba ginących osobników była stosunkowo wysoka w porównaniu z lokalnymi populacjami (Arnett i in., 2008; Horn i in., 2008).

W literaturze pojawiło się wiele hipotez tłumaczących atrakcyjność turbin dla nietoperzy, a w mniejszym stopniu także dla ptaków. Wśród nich wyróżnia się hipotezy związane z dostępnością zasobów, obejmujące schronienie, możliwości interakcji społecznych oraz obfitość owadów koncentrujących się na elementach farm wiatrowych nagrzewających się w ciągu dnia, a także wpływ oświetlenia awiacyjnego czy mylenie turbin z wysokimi drzewami (Horn i in., 2008; Cryan i Barclay, 2009; Rydell i in., 2016). Alternatywne sugestie obejmują dezorientację echolokacyjną lub elektromagnetyczną (Kunz i in., 2007). Większość tych hipotez odnosi się do krajobrazów otwartych, dlatego specyficzna atrakcyjność turbin w środowiskach leśnych nie została jednoznacznie udokumentowana, chociaż niewielkie zadrzewienia w krajobrazach otwartych mogą zwiększać ryzyko dla nietoperzy (Davy i in., 2021).

Znacząca śmiertelność ptaków i nietoperzy dotyczy głównie gatunków migrujących, a liczba zabitych osobników znacząco wzrasta w okresach migracji, co wskazuje na szczególną podatność w trakcie przelotów (Kerns i Kerlinger, 2004; Horn i in., 2008; Davy i in., 2021). Jednocześnie niektóre badania wskazują na bardzo niską lub brak śmiertelności, co może wynikać z lokalnych warunków środowiskowych, metod monitoringu lub różnic w zachowaniach poszczególnych gatunków (Therkildsen i Elmeros, 2017).

W siedliskach leśnych wskaźniki śmiertelności nietoperzy są zazwyczaj wyższe niż ptaków, zgodnie z ogólnym wzorcem strat na turbinach wiatrowych, chociaż poszczególne szacunki nie były korygowane względem względnej liczebności obu grup (Smallwood, 2013). Sugeruje się, że większość gatunków ptaków wchodzi w interakcje z turbinami w sposób różny niż nietoperze, często wykazując zachowania unikania, podczas gdy niektóre gatunki nietoperzy zbliżające się do turbin mogą być przywabiane (Cryan i in., 2014; Estellés-Domingo i López-López, 2025). Śmiertelność ptaków w leśnych farmach wiatrowych była stosunkowo słabo zbadana. Przeglądy obejmujące różne eko-

systemy wskazują, że najwyższe wskaźniki śmiertelności w liczbach bezwzględnych dotyczą głównie małych wróblowatych (Erickson i in., 2014). Chociaż zgony ptaków odnotowano przede wszystkim w okresach migracji w różnych siedliskach, gatunki leśne, takie jak strzyżyk niebieskoczuby (*Setophaga caerulescens*), są szczególnie narażone na kolizje z turbinami (Erickson i in., 2014). Mimo relatywnie niższej liczby zdarzeń śmiertelnych, populacje ptaków drapieżnych mogą być bardziej wrażliwe, w tym gatunki związane z lasami, które żerują w terenach otwartych, ale zazwyczaj gniazdują w lasach (Estellés-Domingo i López-López, 2025). Znaczące ryzyko dotyczy gatunków dużych i szybujących, które częściej operują na wysokości wirnika (Hunt i in., 1998; Thaxter i in., 2017). Ptaki drapieżne wykazują jednak zazwyczaj zdolność omijania turbin (Estellés-Domingo i López-López, 2025); przykładowo obserwacje orłów przednich (*Aquila chrysaetos*) podczas migracji w Kolumbii Brytyjskiej w Kanadzie wykazały, że ptaki potrafiły dostrzegać infrastrukturę wiatrową i odpowiednio korygować tor lotu, choć kierunek wiatru względem orientacji przelotu wpływał na prawdopodobieństwo wejścia w strefę ryzyka (Johnston i in., 2014). Gatunki poruszające się nisko nad ziemią, poniżej zasięgu łopat wirnika, są mniej narażone; jednak uderzenia w wieże turbin odnotowano w przypadku pardwy mszarnej (*Lagopus lagopus*) i innych przedstawicieli głuszcowatych (Coppes i in., 2020). Podsumowując, szczególnie niepokojąca jest śmiertelność nietoperzy i długożyjących ptaków, ponieważ obie grupy charakteryzują się niskim potencjałem reprodukcyjnym, co utrudnia odbudowę populacji po wystąpieniu zwiększonej śmiertelności (Barclay i Harder, 2003; Watson i in., 2018).

Czynniki ryzyka i zróżnicowanie reakcji. Wskaźniki kolizji rosną przy turbinach zlokalizowanych bliżej mokradeł i na wyniesieniach eksponowanych na dominujące wiatry (Jain i in., 2007). Związek z wielkością turbin nie jest jednoznaczny: część analiz wskazuje wzrost kolizji wraz z wysokością gondoli i średnicą wirnika (Loss i in., 2013), inne nie potwierdzają prostych relacji u drobnych ptaków (Erickson i in., 2014), a bywa też odwrotnie, gdy modernizacja zmniejsza liczbę turbin w krajobrazie (Smallwood, 2013; Hjernquist, 2014). Struktura taksonomiczna ofiar farm wiatrowych z różnych krajobrazów (leśnych i nieleśnych) różni się regionalnie: w USA dominują wróblowate (ok. 60–75% przypadków; Kuvlesky i in., 2007; Erickson i in., 2014), w Europie ich udział bywa niższy (Dürr, 2016).

Rozród i komunikacja. Większość badań nie wykazuje jednoznacznego wpływu turbin na lokalne wskaźniki rozrodu ptaków (badania na terenach otwartych), choć mogą pojawiać się znaczące efekty pośrednie (np. wzrost presji drapieżniczej wskutek fragmentacji siedlisk; Mahoney i Chalfoun, 2016; Sansom i in., 2016; Smith i in., 2016). Eksperymenty akustyczne wskazują na modyfikacje parametrów śpiewu w odpowiedzi na hałas turbin (np. wyższe częstotliwości u rudzików *Erithacus rubecula*), potencjalnie wpływając na komunikację terytorialną (Zwart i in., 2016).

Mechanizmy i hipotezy behawioralne. Oprócz barotraumy i kolizji rozważa się mechanizmy „przywabiania” nietoperzy do turbin, zwłaszcza skupianie się owadów na wyniesieniach i nagranych strukturach (*hill-topping*, efekty termiczne), co zwiększa atrakcyjność żerowiskową (Horn i in., 2008; Reimer i in., 2010; Rydell i in., 2010b; Cryan i in., 2014; Rydell i in., 2016). Hipotezy dotyczące przywabiania przez ultradźwięki czy światła ostrzegawcze oceniane są jako mniej prawdopodobne w przypadku nietoperzy, ale mogą dezorientować ptaki (Kerns i Kerlinger, 2004; Bennett i Hale, 2014; Barclay i in., 2017). Ptaki giną częściej w zderzeniach z wieżami turbin, śmiertelność nietoperzy zwykle dotyczy łopat, które poruszają się z prędkościami przekraczającymi ich zdolności manewrowe (Baerwald i in., 2008; Brownlee i Whidden, 2011).

Specyfika górskich grzbietów i lasów. Farmy często sytuowane są na zalesionych grzbietach górskich ze względu na warunki wietrzne (Hastik i in., 2015; Gao i in., 2019). W Appalachach notowano wysoką śmiertelność nietoperzy (zwłaszcza w trakcie migracji i latem) przy niższych wskaźnikach kolizji ptaków (Arnett i in., 2008; Rydell i in., 2010). Siedliska takie mogą być jednak ryzykowne dla wysoko szybujących ptaków drapieżnych (Estellés-Domingo i López-López, 2025), podczas gdy większość nisko latających gatunków leśnych unika turbin (Rehling i in., 2023). W lasach najbardziej narażone są gatunki ptaków i nietoperzy żerujące nad warstwą koron lub migrujące „powietrznymi korytarzami”, natomiast żerujące w niższych warstwach roślinności częściej unikają turbin (Dürr i Bach, 2004; Budenz i in., 2017; Ellerbrok i in., 2022). W krajobrazach nizinnych brak jednoznacznych dowodów na wpływ zalesienia na ogólną śmiertelność nietoperzy, choć gatunki powiązane z drzewami często występują wśród ofiar (Thompson i in., 2017; Gaultier i in., 2023). Chociaż liczebnie ptasich kolizji bywa mniej, drapieżniki i długowieczne gatunki ptaków i nietoperzy są wrażliwe populacyjnie ze względu na niski potencjał reprodukcyjny (Barclay i Harder, 2003; Watson i in., 2018).

Wykrywalność ofiar. Szacowanie realnej śmiertelności ogranicza wykrywalność padłych osobników. Standardem są przeszukania wizualne (czasem z psami) i próby detekcji uwzględniające zabieranie ofiar przez padlinożerców oraz błędy obserwatorów (Orloff i Flannery, 1992; Atienza i in., 2011; Bernardino i in., 2013; Smallwood i in., 2018). Wiele wczesnych badań nie korygowało tych efektów (Camina, 2012). Tresowane psy zwykle znajdują 2–3 razy więcej ofiar niż ludzie, zwłaszcza w gęstej roślinności (Domínguez del Valle i in., 2020; Smallwood i in., 2020). Nowoczesne modele uwzględniają efekty skuteczności przeszukiwań i czasu przetrwania padliny, ale wymagają kosztownych prób lokalnych (Smallwood i in., 2018; Kitano i in., 2023). W lasach wykrywalność jest zmienna sezonowo (niższa wiosną i latem, wyższa zimą; Kitano i in., 2023) i zależy m.in. od struktury runa i aktywności padlinożerców. Sprzeczne wyniki dotyczą łatwości detekcji ofiar w lasach vs. terenach otwartych (Brinkmann i in., 2006; Kunz i in., 2007; Sharanowski i in., 2008), co wskazuje na konieczność lokalnej kalibracji.

Degradacja, fragmentacja i unikanie siedlisk. Budowa farm w lasach powoduje zarówno bezpośrednią utratę siedlisk (wycinki pod fundamenty, place dźwigowe, drogi, kable), jak i szersze modyfikacje prowadzące do przemieszczeń i zakłóceń zachowań (Diffendorfer i Compton, 2014; Browning i in., 2021). Szacunkowe powierzchnie przekształceń na turbinę wynoszą 0,2–1 ha w Niemczech (Bundesamt für Naturschutz, 2011) i 1,5–6 ha w Skandynawii (średnio 2–3 ha; Heinonen, 2024). Efekty krawędziowe i nowe drogi zwiększają fragmentację, modyfikują mikroklimat i sieci troficzne, ograniczając gatunki leśne wyspecjalizowane, a sprzyjając oportunistom ekologicznym i gatunkom otwartych przestrzeni (Kunz i in., 2007; Valladares i in., 2012; Boston, 2016; Gaultier i in., 2023). Krawędzie lasów i drogi bywają preferowane przez wiele nietoperzy jako miejsca żerowania (Grindal i Brigham, 1999; Myczko i in., 2017; Barré i in., 2018), co może zwiększać ich niszę siedliskową, ale też ryzyko kolizji (Ellerbrok i in., 2023). Z kolei unikanie turbin przez gatunki leśne skutkuje funkcjonalną utratą siedlisk; zasięg takich stref może sięgać od setek metrów do kilku kilometrów (Gaultier i in., 2023; Reusch i in., 2023; Scholz i in., 2025). Wyparcie do siedlisk niższej jakości może obniżać przeżywalność i sukces rozrodczy; przy dużej gęstości turbin rozległe obszary leśne przestają być wykorzystywane przez ptaki i nietoperze (Gaultier i in., 2023; Rehling i in., 2023).

Reakcje ptaków i nietoperzy na pojawiające się turbiny w lasach scharakteryzowano w tabeli 1.

Luki w wiedzy empirycznej i priorytety monitoringu w lasach

Dynamiczny rozwój energetyki wiatrowej wymusza dojrzałe, długofalowe podejście do monitoringu przyrodniczego, szczególnie w lasach, gdzie układy troficzne i przestrzenne są wrażliwe. Z perspektywy populacyjnej zarówno ptaków, jak i nietoperzy wciąż brakuje spójnych, porównywalnych danych pozwalających wiarygodnie ocenić ryzyko i skuteczność działań ochronnych. Niewątpliwie turbiny wiatrowe negatywnie oddziałują na ptaki i nietoperze w różnych krajobrazach, badacze i operatorzy farm w coraz większym stopniu rozpoznają czynniki ryzyka, wdraża się środki zapobiegawcze (zwłaszcza planowanie przestrzenne i okresowe wyłączanie turbin). Kluczowo istotny jest monitoring adaptacyjny, który łączy ocenę skuteczności tych działań z ich bieżącą korektą w realnych warunkach inwestycji.

Ptaki – kolizje, migracje, użytkowanie przestrzeni. Kolizje pozostają główną przyczyną śmiertelności, szczególnie u gatunków szybujących na wysokości wirnika; zakres oszacowań (od pojedynczych do kilkudziesięciu osobników/turbinę/rok) jest szeroki i silnie zależny od uwarunkowań siedliskowych i topograficznych, a nie tylko od parametrów turbin (Loss i in., 2013; Zimmerling i in., 2013; Thaxter i in., 2017).

Tabela 1. Różnice i podobieństwa w reakcjach ptaków i nietoperzy na turbiny w lasach

Oddziaływanie	Ptaki	Nietoperze
Dominujące mechanizmy	Kolizje; pośrednie skutki fragmentacji i utraty siedlisk (Thaxter i in., 2017).	Kolizje i barotrauma; możliwe mechanizmy „przywabiania”, np. przez owady/ warunki termiczne, oraz dezorientacji echolokacyjnej (Kunz i in., 2007; Arnett i in., 2008; Cryan i in., 2014).
Sezonowość ryzyka	Na trasach migracyjnych i w okresach koncentracji; zróżnicowana gatunkowo (Johnson i in., 2014; Marques i in., 2014).	Wyraźne maksima późnym latem i jesienią (migracje, sezonowe zmiany wysokości lotu) (Cryan i Barclay, 2009; Rydell i in., 2010).
Grupy szczególnie narażone	Duże szybujące (drapieżne, bociany); lokalnie siewkowate; wróblowate licznie w statystyce ofiar (Erickson i in., 2014; Hjernquist, 2014; Dürr, 2016).	Gatunki żerujące nad warstwą koron drzew i w przestrzeni otwartej; część migrantów dalekodystansowych (Zimmerling i Francis, 2016; Barclay i in., 2017).
Czynniki krajobrazowe ryzyka	Wybrzeża, wyniesienia, sąsiedztwo mokradeł (Jain i in., 2007).	Grzbiety i kulminacje; krawędzie drzewostanów (Dubourg-Savage i in., 2012; Voigt i in., 2012).
Główne środki ograniczenia strat	Okresowe wyłączenia turbin, strefy buforowe wokół gniazd gatunków aktywnie chronionych, unikanie korytarzy migracyjnych, miejsc gniazdowania gatunków wrażliwych, planowanie krajobrazowe, malowanie wioseł wirników w celu stworzenia kontrastu wizualnego (McClure i in. 2021; Smallwood i Bell 2020).	Okresowe wyłączenia turbin, odstraszenie ultradźwiękowe, unikanie korytarzy migracyjnych (Arnett i in., 2008; Weaver i in. 2020).

Uwaga: dane pochodzą z badań o zróżnicowanej metodyce i pokryciu krajobrazowym; interpretacja wymaga uwzględnienia lokalnego kontekstu siedliskowego i jakości monitoringu.

Poza bezpośrednią śmiertelnością obserwuje się zróżnicowane reakcje unikania, zwykle o innej intensywności w sezonie lęgowym i w okresie migracji lub u wybranych taksonów (Plonczkier i Simms, 2012; Grünkorn i in., 2016; Langgemach i Dürr, 2016; Skov i in., 2016). Wpływ na rozród częściej ujawnia się pośrednio, w większych skalach krajobrazowych (fragmentacja, presja drapieżnicza; Sansom i in., 2016; Smith i Dwyer, 2016). Sugeruje się, żeby monitoring ptaków łączył liczenia terenowe z radarem i telemetrią oraz obejmował pełny cykl roczny, aby uchwycić zdarzenia epizodyczne, ale potencjalnie populacyjnie istotne.

Nietoperze – śmiertelność, zachowania i mechanizmy ryzyka. U nietoperzy kluczowe są kolizje i barotrauma (ale patrz: Lawson i in., 2020), przy silnej zmienności przestrzennej i sezonowej; szczyty śmiertelności przypadają późnym latem i jesienią (migracje, wzmożone żerowanie na wysokościach; Arnett i in., 2008; Baerwald i in., 2008; Cryan i Barclay, 2009; Rydell i in., 2010; Staton i Poulton, 2009; Brownlee i Whidden, 2011; Zimmerling i Francis, 2016). Istotnym wyzwaniem jest „śmierć ukryta” (ofiary zabrane przez padlinożerców lub leżące poza strefą poszukiwań), zaniżająca oszacowania, w których nie zastosowano korekty względem poziomu wykrywalności (Arnett i in., 2008; Rydell i in., 2011).

Fragmentacja, drogi i mikroskalowe zmiany. Towarzyszące budowie poszerzenia dróg, place montażowe i okablowanie tworzą nowe krawędzie i wyspy siedlisk oraz modyfikują mikroklimat oraz presję drapieżniczą/konkurencyjną. Kwantyfikacja tych konsekwencji wymaga układów „przed-po” z kontrolą (BACI) i spójnych miar struktury drzewostanu, by łączyć skale siedliskowe z krajobrazowymi (por. Davy i in., 2021).

Hałas i wibracje. Hałas turbin może modyfikować sygnały komunikacyjne ptaków (np. przesunięcia pasma śpiewu) i wpływać na aktywność taksonów wrażliwych na zakłócenia akustyczne; siła tych efektów jest jednak kontekstowa i wymaga eksperymentów/quasi-eksperymentów z kontrolą tła akustycznego i sezonowości (Zwart i in., 2016; Voigt i in., 2022).

Spójność metod i interpretacja wskaźników. Brakuje prostego przełożenia między rejestrowaną czujnikami (akustyka, pomiary z gondoli) aktywnością nietoperzy a śmiertelnością stwierdzaną w poszukiwaniach padłych osobników. W próbach porównania tych wskaźników dla nietoperzy aktywność była zbliżona w różnych siedliskach przy istotnych różnicach śmiertelności, co odzwierciedla mikroprzestrzenne warunki przelotu, dostępność owadów, ale też zróżnicowaną wykrywalność ofiar w odmiennym siedlisku (Brinkmann i in., 2006). Podobnie w północno-zachodnim rejonie Niemiec nie stwierdzono korelacji między aktywnością karlika większego (*Pipistrellus nathusii*) na wysokości gondoli a śmiertelnością (Bach i in., 2020). Wniosek: jednowymiarowy monitoring (tylko rejestrowanie aktywności albo tylko zbieranie ofiar) nie daje wiarygodnej oceny ryzyka.

Reprezentatywność i powtarzalność. Często brakuje jawnych kryteriów doboru turbin/farm wiatrowych do badań; zdarza się selekcja lokalizacji farm z najwyższą znaną śmiertelnością, co ogranicza możliwości uogólniania wyników (Brinkmann i in., 2006). Niewiele projektów monitoringu przy farmach wiatrowych ma układ BACI (Dorka i in., 2014; Coppes i in., 2020a; Lemaitre i Lamarre, 2020), a długość i sezonowość serii pomiarowych bywają niewystarczające, by uchwycić znaczące, ale epizodyczne przypadki śmiertelności. Silna zmienność między lokalizacjami o pozornie podobnych parametrach wskazuje na rolę pogody i fenologii owadów (Kerns i in., 2005; Arnett i in., 2008).

Lasy czy tereny otwarte? Intuicyjnie lasy wydają się bardziej ryzykowne jako miejsca wytwarzania energii wiatrowej, ale brak jednoznacznej oceny z powodu niedostatku badań równoległych prowadzonych tym samym schematem oraz wpływu topografii, struktury drzewostanu i behawioru gatunków. W Appalachach monitoring porealizacyjny wykazywał wysoką śmiertelność nietoperzy na zalesionych grzbietach, z dużym zróżnicowaniem regionalnym i możliwą rolą liniowych korytarzy (ciągi wycinek, dróg) oraz bliskości zimowisk, ale wysoką śmiertelność notowano też w krajobrazach rolniczych (Kerns i in., 2005; Fiedler i in., 2007; Baerwald i Barclay, 2011; Hein i in., 2013; przegląd: Arnett i in., 2008; Arnett i in., 2016). W Niemczech Reers i in. (2017) nie stwierdzili różnic w aktywności nietoperzy na wysokości gondoli (~140 m) między lasami a terenami otwartymi, biorąc pod uwagę silne różnice lokalnych populacji między regionami (Hurst i in., 2015; Reers i in., 2017). W porównaniach „las *versus* teren otwarty” różnice mogą częściowo wynikać z niejednorodnej wykrywalności, niekoniecznie lepszej w terenie otwartym. Turbiny zlokalizowane w lasach mogą powodować wysoką śmiertelność zwierząt, jednak nie musi ona przewyższać poziomów obserwowanych w krajobrazach otwartych. Wskaźniki aktywności, często stosowane jako miary ryzyka, mają charakter pośredni i nie powinny być traktowane jako samodzielne predyktory kolizji.

Implikacje planistyczne i badawcze. W literaturze rekomendowane są lokalizacje w drzewostanach jednowiekowych/monokulturach o niskiej wartości przyrodniczej; należy unikać lasów mieszanych o wysokiej złożoności strukturalnej i starych drzewostanów (Volpato i in., 2010; Peste i in., 2015; Ellerbrok i in., 2022; Rehling i in., 2023). Jednocześnie przypadki (np. młodniki sosnowe w Puschwitz, Saksonia) pokazują, że nawet „ubogie” lasy mogą generować wysoką śmiertelność, dlatego potrzebny jest zatem intensywny monitoring, także w takich lokalizacjach (Trapp i in., 2002; Buchholz i in., 2021). Nowsze badania środków zaradczych napawają umiarkowanym optymizmem: staranny dobór miejsca inwestycji (unikanie korytarzy migracyjnych i siedlisk rozrodczych ptaków i nietoperzy) i okresowe wyłączanie turbin, zwłaszcza adaptacyjne, oparte na detekcji bieżących zagrożeń, mogą istotnie ograniczyć straty (Marques i in., 2014). Nadal jednak brakuje równoległych porównań „las – teren otwarty” w układach BACI łączących aktywność i śmiertelność skorygowaną o wykrywalność (Kerns i in., 2005; Reers i in., 2017), a także prawnie i w środowisku badawczym jednoznacznych progów dopuszczalnych strat bezwzględnych (np. < 1 ofiara/turbinę/rok; Veith i in., 2023) i relatywnych względem wielkości populacji, co u nietoperzy komplikują luki w danych demograficznych (O’Shea i in., 2003). Do bilansu należy wliczać również utratę funkcjonalną siedlisk w wyniku unikania turbin (Ellerbrok i in., 2022).

Tabela 2. Priorytety monitoringu ptaków i nietoperzy oraz typowe luki w obecnie realizowanych pracach

Zakres	Ptaki	Nietoperze
Wskaźniki podstawowe	Ocena śmiertelności, intensywność przelotów/migracji, użycie przestrzeni (GPS/radar), sukces lęgowy w skali krajobrazu (Zwart i in., 2016; Thaxter i in., 2017).	Ocena śmiertelności, sezonowa aktywność akustyczna na różnych wysokościach (Arnett i in., 2008; Zimmerling i Francis, 2016).
Kluczowe czynniki ryzyka	Korytarze migracyjne, mokradła i wybrzeża, grzbiety górskie, układ przestrzenny turbin (Jain i in., 2007; Skov i in., 2016).	Okres migracji, warunki siedliskowe (szczególnie tereny górskie oraz krawędzie lasów), warunki pogodowe sprzyjające aktywności (Cryan i Barclay, 2009; Rydell i in., 2010).
Słabe punkty danych	Brak długoterminowych badań typu BACI, słaba integracja danych radarowych, telemetrycznych i obserwacyjnych oraz ograniczona porównywalność protokołów prowadzonych monitoringów (Langgemach i Dürr, 2016).	Rozbieżność między aktywnością a poziomem śmiertelności, niedobór danych telemetrycznych o wysokościach lotu oraz brak badań łączących obserwacje przed- i porealizacyjne (Brinkmann i in., 2006; Bach i in., 2020).
Implikacje metodologiczne	Monitoring wielosezonowy, punkty kontrolne poza farmą, integracja metod i skal (lokalna–krajobrazowa), przejrzyste kryteria doboru stanowisk.	Zintegrowane podejście łączące monitoring akustyczny, wyszukiwanie ofiar oraz dane o warunkach pogodowych i aktywności owadów; kalibracja wykrywalności; testy skuteczności czasowego zatrzymywania turbin w oparciu o progi środowiskowe.
Priorytety badawcze	Modelowanie populacyjne integrujące dane o śmiertelności i efektach barierowych z parametrami przeżywalności i rozrodu; analiza efektów kumulatywnych.	Badania nad mechanizmami przyciągania ptaków i nietoperzy do turbin oraz sposobami ich ograniczania; analiza relacji między aktywnością gatunków przed realizacją inwestycji a późniejszym poziomem śmiertelności; skalowanie tych wyników do poziomu procesów populacyjnych.

Praktyka monitoringu. (1) Standaryzacja i transparentność: układy BACI (przed–po i z–bez), wielosezonowe serie, korekty skuteczności wykrywania ofiar, transparentny dobór stanowisk i dokumentacja wysiłku badawczego. (2) Integracja metod: wyszukiwanie ofiar + rejestracja akustyczna (różne wysokości) + radar/telemetria + teledetekcja, aby wiązać zachowania z ryzykiem i weryfikować modele. (3) Skalowanie do poziomu populacyjnego: od wskaźników lokalnych do przeżywalności/rozrodu (modele meta-

populacyjne, efekty kumulatywne). (4) Monitoring adaptacyjny: sekwencje „test–uczenie” dla środków zapobiegania stratom (progi pogodowe/akustyczne), z oceną wyników i kosztów energetycznych. Takie podejście pozwala przejść od rozproszonych obserwacji do wiedzy użytecznej dla procesu decyzyjnego. Co ważne, nawet gdy oddziaływania są negatywne, konsekwentne wdrażanie hierarchii **unikaj → minimalizuj → kompensuj** oraz ich audyt przez monitoring adaptacyjny realnie obniża koszty przyrodnicze bez dysproporcjonalnych strat energetycznych. Priorytety monitoringu obu wybranych grup systematycznych przedstawiono w tabeli 2.

Konkluzje

Rozwój energetyki wiatrowej w lasach stanowi realne, choć kontrowersyjne rozwiązanie w kontekście transformacji energetycznej. Łączy on wysoką efektywność techniczną z istotnymi wyzwaniami środowiskowymi i akceptacją społeczeństwa. Coraz więcej państw wysoko rozwiniętych aktywnie wdraża tego typu inwestycje, traktując je jako istotny element krajowych strategii odnawialnych źródeł energii. Jednocześnie farmy wiatrowe w lasach generują złożone ryzyka ekologiczne, obejmujące bezpośrednie straty wśród ptaków i nietoperzy oraz długofalowe skutki fragmentacji i degradacji siedlisk, które mogą prowadzić do obniżenia integralności ekosystemów. Niedoszacowanie całościowych kosztów ekologicznych wskazuje na potrzebę bardziej zaawansowanego monitoringu środowiskowego oraz stosowania strategii minimalizujących dostosowanych do specyfiki siedlisk leśnych. Zrównoważony rozwój energetyki wiatrowej w lasach wymaga zintegrowanego planowania przestrzennego, które łączy cele energetyczne z ochroną różnorodności biologicznej i gospodarką leśną, prowadzenia rzetelnych, porównywalnych badań przed- i porealizacyjnych (BACI, monitoring pokonstrukcyjny) oraz podejmowania decyzji opartych na danych, z uwzględnieniem efektów kumulatywnych i lokalnego kontekstu siedliskowego. W dłuższej perspektywie równowaga między produkcją energii a zachowaniem integralności ekosystemów leśnych powinna opierać się na zasadzie przezorności, kompleksowej ocenie skumulowanych oddziaływań oraz włączaniu aspektów przyrodniczych w procesy planowania, realizacji i eksploatacji farm wiatrowych. Rozwój energetyki wiatrowej wiąże się z postępem technologicznym oraz rosnącą skutecznością działań minimalizujących straty bioróżnorodności; jednak każda technologia wytwarzania energii generuje koszty środowiskowe. Celem działań administracyjnych i praktyk środowiskowych powinno być ich możliwie największe ograniczenie oraz transparentne ujęcie w bilansie decyzyjnym.

Krytyczny przegląd literatury i przedstawione interpretacje wykonano w ramach realizacji usługi badawczej nr 3/24 finansowanej ze środków funduszu leśnego na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych.

Bibliografia

- Arnett E.B., Baerwald E.F., Mathews F. et al. (2016). *Impacts of wind energy development on bats: A global perspective*. [W:] *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, Springer: Cham, Switzerland, 295–323.
- Arnett E.B., Brown W.K., Erickson W.P., Fiedler et al., (2008). Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management* 72(1), 61–78.
- Arnett E.B., Erickson W., Kerns J., Horn J., (2005). Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. Report by Bat Conservation International.
- Arnett E.B., Huso M.M., Schirmacher M.R., Hayes J.P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4), 209–214.
- Atienza J.C., Martín Fierro I., Infante O., Valls, J., Domínguez J. (2011). *Guidelines for assessing the impact of wind farms on birds and bats* (version 4.0). SEO/BirdLife, Madrid, Spain.
- Bach L., Bach P., Kesel R. (2020). *Akustische Aktivität und Schlagopfer der Raufhautfledermaus (Pipistrellus nathusii) an Windenergieanlagen im nordwestdeutschen Küstenraum*. [W:] Voigt C.C. (red.) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, Heidelberg, 77–100.
- Baerwald E.F., Barclay R.M. (2011). Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *Journal of Wildlife Management* 75(5), 1103–1114.
- Baerwald E.F., D'Amours, G.H., Klug B.J., Barclay, R.M. (2008). Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18(16), 695–696.
- 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(2), 59–73.
- Barclay R.M., Harder L.D. (2003). *Life histories of bats: life in the slow lane*. [W:] Kunz T.H., Fenton M.B. (red.). *Bat ecology*. University of Chicago Press Chicago, IL.
- Barclay R.M.R., Baerwald E.R., Rydell, J. (2017). *Bats*. Rozdz. 9 [W:] Perrow, M.R. (red.) *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. T. 1 *Onshore: Potential Effects*. Exeter: Pelagic Publishing.
- 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.
- Bennett V.J., Hale A.M. (2014). Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation* 17, 354–358.
- Bernardino J., Bispo, R., Costa, H., Mascarenhas, M. (2013). Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 63–74.
- Bobiec A., Rotherham I.D., Kirca S., Molnár Z., Agnoletti M. (2025). Towards biocultural realism: Connecting conservation with historical ecology and common sense. A European perspective. *Ambio* 54(3), 505–519.
- Boston K. (2016) The potential effects of forest roads on the environment and mitigating their impacts. *Current Forestry Reports*. 2, 215–222.
- Braunisch V., Coppes J., Bächle S., Suchant R. (2015). Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *Journal for Nature Conservation* 24, 31–40.

- Brinkmann R., Schauer-Weissahn H., Bontadina, F. (2006). Untersuchungen zu möglichen betriebsbedingten Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse im Regierungsbezirk Freiburg. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg – Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege.
- Browning E., Barlow K.E., Burns F., Hawkins C., Boughy K. (2021). Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. *Mammal Review* 51(3), 353–368.
- Brownlee S.A., Whidden H.P. (2011). Additional evidence for barotrauma as a cause of bat mortality at wind farms. *Journal of the Pennsylvania Academy of Science* 85, 147–150.
- Buchholz S., Kelm V., Ghanem S.J. (2021). Mono-specific forest plantations are valuable bat habitats: implications for wind energy development. *European Journal of Wildlife Research* 67, 1.
- Budenz T., Gessner B., Lüttmann J., Molitor F., Servatius K., Veith M. (2017). Up and down: *B. barbastellus* explore lattice towers. *Hystrix* 28(2), 272–276.
- Bundesamt für Naturschutz (2011) Windkraft über Wald. *Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz*. Bonn.
- 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.
- Butt N., Beyer H.L., Bennett J.R., Biggs D. et al. (2013). Biodiversity risks from fossil fuel extraction. *Science* 342(6158), 425–426.
- Camina, Á. (2012). Bat fatalities at wind farms in northern Spain – lessons to be learned. *Acta Chiropterologica* 14(1), 205–212.
- Chou C.H., Hsieh, T.Y., Liu, W.T. et al. (2017). Bat fatalities at wind farms in Taiwan. *Mammal Study* 42(2), 121–124.
- Coppes J., Braunisch V., Bollmann K. et al. (2020). The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *Journal of Ornithology* 161(1), 1–15.
- Cryan P.M., Barclay R.M.R. (2009). Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90, 1330–1340.
- Cryan P.M., Gorresen, P.M., Hein, C.D. et al. (2014). Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(42), 15126–15131.
- Davy C.M., Squires K., Zimmerling, J.R. (2021). Estimation of spatiotemporal trends in bat abundance from mortality data collected at wind turbines. *Conservation Biology* 35(1), 227–238.
- Diffendorfer J.E., Compton R.W. (2014). Land cover and topography affect the land transformation caused by wind facilities. *PLOS One* 9(2), e88914.
- Domínguez del Valle J., Cervantes Peralta F., Jaquero Arjona, M.I. (2020). Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. *Journal of Applied Ecology* 57(10), 1926–1935.
- Dorka U., Straub F., Trautner J. (2014). Windkraft über Wald-kritisch für die Waldschneppenbalz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46(3), 69–78.
- Dubourg-Savage M.J., Rodrigues L., Santos H. et al. (2011). *Patterns of bat fatalities at wind turbines in Europe – comparing north and south*. Poster and abstract, Conference on Wind Energy and Environmental Impacts, Trondheim, Norway, May 2011.
- Dürr T. (2016). Bird fatalities at windturbines in Europe. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>.

- Dürr T., Bach, L. (2004). Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergieanlagen-Stand der Erfahrungen mit Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7, 253–264.
- Ellerbrok J.S., Delius A., Peter F., Farwig N., Voigt, C.C. (2022). Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *Journal of Applied Ecology* 59(10), 2497–2506.
- Ellerbrok J.S. Farwig N., Peter F., Rehling F., Voigt, C.C. (2023). Forest gaps around wind turbines attract bat species with high collision risk. *Biological Conservation* 288, 110347.
- Enevoldsen P. (2016). Onshore wind energy in Northern European forests: Reviewing the risks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 60, 1251–1262.
- 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.
- 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(9), e107491.
- Estellés Domingo I., López López, P. (2025). Effects of wind farms on raptors: A systematic review of the current knowledge and the potential solutions to mitigate negative impacts. *Animal Conservation* 28(3), 334–352.
- Fiedler J.K., Henry T.H., Nicholson C.P., Tankersley, R.D. (2007). Results of bat and bird mortality monitoring at the expanded Buffalo Mountain windfarm, 2005. *Tennessee Valley Authority*, Knoxville, USA.
- Gao X., Wang T., Li B. et al. (2019). Investigation of wind turbine performance coupling wake and topography effects based on LiDAR measurements and SCADA data. *Applied Energy* 255, 113816.
- Gaultier S.P., Lilley T.M., Vesterinen E.J., Brommer, J.E. (2023). The presence of wind turbines repels bats in boreal forests. *Landscape and Urban Planning* 231, 104636.
- Gayen D., Chatterjee R., Roy, S. (2024). A review on environmental impacts of renewable energy for sustainable development. *International Journal of Environmental Science and Technology* 21(5), 5285–5310
- Grindal S., Brigham R. (1999). Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience* 6, 25–34.
- Grünkorn T., Blew J., Coppack T. et al. (2016). Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif) Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- Hastik R., Basso S., Geitner C. et al. (2015). Renewable energies and ecosystem service impacts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 48, 608–623.
- Hayes M. A. (2013). Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities. *BioScience* 63, 975–979.
- Hein C.D., Gruver J., Arnett E.B. (2013). *Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis*. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, TX, USA.

- Heinonen T., Selkimäki M., Rana P., Tokola, T. (2024). How can optimized forest management plan regulate noise levels from wind turbines? *European Journal of Forest Research* 143 (5), 1513–1524.
- Hjernquist M.B. (2014). Effekter på fågellivet vid ett generationsskifte av vindkraftverk – kontrollprogram, Näsudden, Gotland 2009–2013. Karl Mårten Hjernquist Konsult, Havgdhem.
- Högbom L., Abbas D., Armolaitis K. et al. (2021). Trilemma of Nordic–Baltic forestry – how to implement UN sustainable development goals. *Sustainability* 13, 5643.
- Horn J.W., Arnett E.B., Kunz T.H., (2008). Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72, 123–132.
- Hunt W.G., Jackman R.E., Hunt T.L., Driscoll D.E., Culp L. (1998). *A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: a population trend analysis 1994–1997*. Report to National Renewable Energy Laboratory. National Technical Information Service, US Department of Commerce, Springfield, Virginia.
- Hurst J., Balzer S., Biedermann M. et al. (2015). Erfassungsstandards für Fledermäuse bei Windkraftprojekten in Wäldern. *Natur und Landschaft* 90(4), 157–196.
- Jain A., Kerlinger P., Curry R., Slobodnik L., Lehman M. (2007). *Annual report for the Maple Ridge wind power project post-construction bird and bat fatality study–2006*. Prepared for PPM Energy and Horizon Energy, Curry and Kerlinger LLC, Cape May Point, USA.
- Johnston A., Cook A.S., Wright L.J., Humphreys E.M., Burton N.H. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 31–41.
- Katovich E. (2023). Quantifying the effects of energy infrastructure on bird populations and biodiversity. *Environmental Science & Technology* 58(1), 323–332.
- Kerns J., Erickson, W.P., Arnett, E.B. (2005). *Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia*. (s. 24–95) [W:] Arnett, E.B. (red.). *Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines*. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.
- Kerns J., P. Kerlinger. (2004). *A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia: Annual report for 2003*. Prepared for FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee.
- Kitano M., Smallwood K.S., Fukaya K. (2023). Bird carcass detection from integrated trials at multiple wind farms. *Journal of Wildlife Management* 87(1), e22326.
- Kozłowski J. (2022). Trudna droga do dekarbonizacji gospodarki. *Nauka* 4, 7–35.
- Kriebel D., Tickner J., Epstein P. et al. (2001). The precautionary principle in environmental science. *Environmental Health Perspectives*. 109(9), 871–876.
- Kunz T.H., Arnett E.B., Erickson W.P. et al. (2007). Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(6), 315–324.
- Kuvlesky Jr. W.P., Brennan L.A., Morrison M.L. et al. (2007). Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71, 2487–2498.
- Langgemach T., Dürr T. (2016). *Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel*. September 2016, Aktualisierungen außer Fundzahlen hervorgehoben-Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. Staatliche Vogelschutzwarte. Brandenburg.

- Lawson M., Jenne D., Thresher R. et al. (2020) An investigation into the potential for wind turbines to cause barotrauma in bats. *PLOS One* 15(12), e0242485.
- Ledec G.C., Rapp K.W., Aiello R.G. (2011). *Greening the wind: environmental and social considerations for wind power development*. World Bank Publications.
- Lemaitre J., Lamarre, V. (2020). Effects of wind energy production on a threatened species, the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli*, with and without mitigation. *Bird Conservation International* 30(2), 194–209.
- Leung D.Y., Yang Y. (2012). Wind energy development and its environmental impact: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(1), 1031–1039.
- 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.
- McClure C.J., Rolek B.W., Dunn L., McCabe J.D., Martinson L., Katzner T. (2021). Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 446–452.
- Mahoney A., Chalfoun A. (2016). Reproductive success of Horned Lark and McCown's Longspur in relation to wind energy infrastructure. *Ornithological Applications* 118, 360–375.
- Marques A.T., Batalha H., Rodrigues S. et al. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179, 40–52.
- May R., Jackson C.R., Middel H., Stokke B.G., Verones F. (2021). Life-cycle impacts of wind energy development on bird diversity in Norway. *Environmental Impact Assessment Review* 90, 106635.
- Myczko Ł., Sparks T.H., Skórka P. et al. (2017). Effects of local roads and car traffic on the occurrence pattern and foraging behaviour of bats. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 56, 222–228.
- Myers N. (1993). Biodiversity and the precautionary principle. *Ambio*. 22(2–3), 74–79.
- O'Shea T.J., Bogan, M.A., Ellison, L.E. (2003). Monitoring trends in bat populations of the United States and territories: status of the science and recommendations for the future. *Wildlife Society Bulletin* 31, 16–29.
- Orloff S., Flannery, A. (1992). *Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas: 1989–1991*. Report to California Energy Commission, Sacramento, California, USA.
- Peste F., Paula A., da Silva L.P. et al. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51, 10–22.
- Plonczkier P., Simms I.C. (2012). Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49, 1187–1194.
- Reers H., Hartmann S., Hurst J., Brinkmann R. (2017). *Bat activity at nacelle height over forest*. [W] Wind Energy and Wildlife Interactions: Presentations from the CWW2015 Conference, Cham: Springer International Publishing, 79–98.
- Rehling F., Delius A., Ellerbrok J., Farwig N., Peter F. (2023). Wind turbines in managed forests partially displace common birds. *Journal of Environmental Management* 328, 116968.
- Reimer J., Baerwald E.F., Barclay R.M.R. (2010). Diet of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats while migrating through southwestern Alberta in late summer and autumn. *American Midland Naturalist* 164, 230–237.

- Reusch C., Paul A.A., Fritze M., Kramer-Schadt S., Voigt C.C. (2023). Wind energy production in forests conflicts with tree-roosting bats. *Current Biology* 33(4), 737–743.
- Rodrigues, Bach L., Dubourg-Savage M., Karapandza B., Kovac D., Kervyn T., Dekker J., Keipel A., Bach P., Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B., Minderman J., 2015. Guidelines for Consideration of Bats in Wind Farm Projects – Revision 2014. EUROBATS Publication Series No. 6 (English Version). Bonn, Germany.
- Roemer C., Bas Y., Disca T., Coulon, A. (2019). Influence of landscape and time of year on bat-wind turbines collision risks. *Landscape Ecology* 34(12), 2869–2881.
- Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M.J., Green M., Rodrigues L., Hedenström A. (2010). Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56, 823–827.
- Rydell J., Bogdanowicz W., Boonman A. et al. (2016). Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology* 81, 331–339.
- Rydell J., Engström H., Hedenström A. et al. (2011). *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport*. Naturvårdsverket, Rapport 6467.
- Sansom A., Pearce-Higgins J.W., Douglas D.J.T. (2016). Negative impact of wind energy development on a breeding shorebird assessed with a BACI study design. *Ibis* 158, 541–555.
- 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.
- Scholz C., Klein H., Voigt C.C. (2025). Wind turbines displace bats from drinking sites. *Biological Conservation* 302, 110968.
- Searchinger T.D., Beringer T., Holtsmark B. et al. (2018). Europe's renewable energy directive poised to harm global forests. *Nature Communications* 9(1), 3741.
- Sharanowski B.J., Walker E.G., Anderson G.S. (2008). Insect succession and decomposition patterns on shaded and sunlit carrion in Saskatchewan in three different seasons. *Forensic Science International* 179, 219–240.
- Skov H., Desholm M., Heinänen S. et al. (2016). Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters* 12, 20160804.
- Smallwood K.S. (2007). Estimating wind turbine caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management* 71(8), 2781–2791.
- Smallwood K.S., Bell D.A. (2020). Effects of wind turbine curtailment on bird and bat fatalities. *Journal of Wildlife Management* 84(4), 685–696.
- Smallwood K.S., Bell D.A., Walther E.L. et al. (2018). Estimating wind turbine fatalities using integrated detection trials. *Journal of Wildlife Management* 82(6), 1169–1184.
- Smallwood K.S. (2013). Comparing Bird and Bat Fatality-Rate Estimates Among North American Wind-Energy Projects. *Wildlife Society Bulletin* 37, 19–33.
- Smith J.A., Dwyer J.F., (2016). Avian interactions with renewable energy infrastructure: an update. *Ornithological Applications* 118, 411–423.
- Sonter L.J., Ali S.H., Watson J.E.M. (2018). Mining and biodiversity: Key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285(1892), 20181926.
- Souther S., Tingley M.W., Popescu V.D. et al. (2014). Biotic impacts of energy development from shale: Research priorities and knowledge gaps. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(6), 330–338.
- Staton T., Poulton S. (2012). Seasonal variation in bat activity in relation to detector height: a case study. *Acta Chiropterologica* 14, 401–408.

- Thaxter C.B., Buchanan G.M., Carr J. et al. (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: Biological Sciences* 284 (1862), 20170829.
- Therkildsen O.R., Elmeros, M. (red.). (2017). Second year post-construction monitoring of bats and birds at Wind Turbine Test. *Scientific Report from DCE–Danish Centre for Environment and Energy*, no. 232.
- Thompson M., Beston J.A., Etterson M., Diffendorfer J.E., Loss S.R. (2017). Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States. *Biological Conservation* 215, 241–245.
- Trapp H., Fabian D., Förster F., Zinke O. (2002). Fledermausverluste in einem Windpark der Oberlausitz, *Naturschutzarbeit in Sachsen* 44, 53–56.
- Valladares G., Cagnolo L., Salvo A. (2012). Forest fragmentation leads to food web contraction. *Oikos* 121(2), 299–305.
- Voigt C.C., Kaiser K., Look S., Scharnweber K., Scholz, C. (2022). Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their lifetime: A call against ignorance and neglect. *Global Ecology and Conservation* 37, e02149.
- Voigt C.C., Lehnert L.S., Petersons G., Adorf F., Bach L. (2015). Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research* 61(2), 213–219.
- Voigt C.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.
- Volpato G.H., Prado V.M., dos Anjos L. (2010). What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 260(7), 1156–1163.
- Watson R.T., Kolar P.S., Ferrer M. et al. (2018). Raptor interactions with wind energy: case studies from around the world. *Journal of Raptor Research* 52(1), 1–18.
- Weaver S.P., Hein C.D., Simpson T.R., Evans J.W., Castro-Arellano I. (2020). Ultrasonic acoustic deterrents significantly reduce bat fatalities at wind turbines. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01099.
- Whitby M.D., O'Mara M.T., Hein C.D. et al. (2024). A decade of curtailment studies demonstrates a consistent and effective strategy to reduce bat fatalities at wind turbines in North America. *Ecological Solutions and Evidence* 5(3), e12371.
- Wuczyński A., Tryjanowski P. (2013). Czy pieniądze wydane na naukę są zawsze stymulatorem naukowego postępu? Przykład biologii środowiskowej i energetyki wiatrowej. *Nauka* 4, 103–111.
- Xiarchos I.M., Sandborn A. (2017). Wind energy land distribution in the United States of America. U.S. Department of Agriculture, Office of the Chief Economist.
- Yang P., Zou Z., Yang W. (2025). Mapping wind turbine distribution in forest areas of China using Deep Learning methods. *Remote Sensing* 17(5), 940.
- Ziggers G.W. (2024). *Fairness! The key to the communities' acceptance of wind farms?* [W:] Kranenburg H.V., Witjes S. (red.) *Organizing the Dutch Energy Transition*, Routledge, 131–152.
- Zimmerling J.R., Francis C.M. (2016). Bat mortality due to wind turbines in Canada. *The Journal of Wildlife Management* 80(8), 1360–1369.

- 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.
- Zwart M.C., Dunn J.C., McGowan P.J., Whittingham M.J. (2016). Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology* 27(1), 101–108.

Lasy jako przestrzeń rozwoju energetyki wiatrowej: konsekwencje dla ptaków i nietoperzy

Artykuł analizuje zasadność i konsekwencje lokalizowania turbin wiatrowych w lasach w kontekście transformacji energetycznej. Punkt wyjścia stanowi konstatacja, że w wielu krajach o znaczącym udziale lasów rośnie presja planistyczna energetyki wiatrowej na tereny leśne. Na podstawie poszerzonego przeglądu literatury (recenzowanej i „szarej”, z kwerendą wielojęzyczną) syntetyzujemy znane mechanizmy oddziaływania na ptaki i nietoperze: (1) kolizje; (2) efekty fragmentacji i utraty siedlisk wynikające z „urbanistyki leśnej” (drogi, place montażowe); (3) efekty akustyczno-wizualne mogące modyfikować zachowania terytorialne i komunikacyjne. Wykazujemy dużą zmienność przestrzenną i sezonową ryzyka: zarówno u nietoperzy, jak i ptaków szczyty śmiertelności przypadają w okresie aktywności wędrówkowej, późnym latem i jesienią, a wartości śmiertelności bywają wysokie na zalesionych grzbietach górskich. Zwracamy uwagę na ograniczenia dowodowe: rzadkość projektów BACI, niedostatek danych łączących aktywność zwierząt z faktyczną śmiertelnością oraz problemy reprezentatywności doboru stanowisk. Omawiamy strategie minimalizacji (hierarchia: unikanie → minimalizacja → kompensacja), w tym planowanie przestrzenne z wykluczaniem korytarzy migracyjnych, systemy detekcji i wyłączeń warunkowych oraz ograniczanie ingerencji infrastrukturalnej. Konkludujemy, że choć narzędzia ograniczania śmiertelności są w szybkim tempie doskonalone, racjonalne decyzje wymagają monitoringu adaptacyjnego i jawnych progów działania. Zasadnicza przesłanka pozostaje niezmienna: każdy sposób wytwarzania energii generuje koszty środowiskowe – celem polityk i praktyk powinno być ich świadome redukowanie.

Słowa kluczowe: degradacja siedlisk, energetyka wiatrowa, lasy, nietoperze, ptaki

Wind energy in forests: reaction of bird and bat populations in the context of the energy transition

This article assesses the rationale and consequences of siting wind turbines in forests in the context of the energy transition. The starting point is the observation that in many countries with significant forest cover, planning pressure from the wind energy sector on forested areas is increasing. Based on an extended review of both peer-reviewed and “grey” literature (including a multilingual search), we synthesize known mechanisms of impact on birds and bats: (1) collisions; (2) fragmentation and habitat loss resulting from “forest urbanism” (roads, assembly areas); (3) acoustic and visual effects that may alter territorial and communication behaviors. We document substantial spatial and seasonal variability of risk:

for both bats and birds, mortality peaks during migration periods, in late summer and autumn, and mortality rates tend to be high on forested mountain ridges. We also highlight evidential limitations: including the rarity of BACI designs, the lack of data linking animal activity with actual mortality, and the representativeness issues of site selection. We discuss mitigation within a hierarchy of avoid → minimize → compensate, including spatial planning that excludes core refugia and migration corridors, real-time detection with conditional shutdowns, and reduced infrastructure footprints. We conclude that although tools to reduce mortality are being rapidly improved, rational decision-making requires adaptive monitoring and clearly defined action thresholds. A fundamental premise remains: every form of energy production entails environmental costs – policy and practice should aim to reduce and transparently account for them.

Key words: habitat degradation, wind energy, forests, bats, birds