

PIOTR BURGIEŁŁ

Wpływ leśnych zabiegów hodowlanych na nietoperze

Impact of silvicultural treatments on bats

ABSTRACT

Burgiełł P. 2017. Wpływ leśnych zabiegów hodowlanych na nietoperze. Sylwan 161 (9): 738-747.

The paper synthesizes the knowledge on the impact of silvicultural treatments on bat populations. Forest management affects stand structure and composition, and silvicultural treatments exert both positive or negative impact on the activity of individual bat species. Studies published on the issue suggest that forest management may prove useful for the conservation of bat populations, especially in areas that are important to bats. Harvesting system influences spatial and age patterns as well as the share of open woodland areas in forests, which are used by majority of bat species. In particular, polycyclic harvesting systems result in a mosaic of open midforest areas of various size such as clearcuts, group shelterwood cuts and gaps in forest stands, which are very attractive foraging habitats to bats. Common noctules and parti-coloured bats prefer to hunt by flying at high speeds and altitudes above open midforest areas such as clearcuts and group shelterwood cuts. Serotine bats and Nathusius' pipistrelles use smaller gaps and stands treated with shelterwood cuts. Barbastellas and Bechstein's bats prefer more cluttered foraging habitats in dense vegetation and canopy, while long-eared bats fly slower and glean their prey from plants. Selection cutting and irregular group shelterwood methods, which have the fewest cutting constraints, contribute most significantly to creating a mosaic of diversely structured stands and open midforest areas. Forest stands managed with such harvesting systems are the most preferred foraging sites for the largest number of ecomorphological groups of bats. The thinning of trees at younger age reduces density, thus opening up new foraging sites or providing access to such sites to bats, which fly fast, but are less manoeuvre (e.g. common noctules). The loss of roosting habitats for maternity colonies due to tree cutting or microclimate changes in forest stands is the greatest threat from the forest management. Silvicultural treatments affect the structure of forest stands and, in consequence, bat populations. Sustainable forest management may be useful for bat conservation. Forest stands with diverse structure as well a mosaic of variously-sized midforest areas provide the best foraging and mating conditions for the highest number of bat species.

KEY WORDS

bats, ecology, silvicultural treatments, forest management

ADDRESSES

Piotr Burgiełł – e-mail: piotrburgiell@gmail.com

Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, SGGW w Warszawie; Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

Wstęp

W Polsce występuje 26 gatunków nietoperzy i wszystkie podlegają ochronie ścisłej, z czego 7 gatunków wyszczególnionych jest w Załączniku 2 Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory jako gatunki ważne dla wspólnoty. Jednym z podstawowych zadań wielofunkcyjnej gospodarki leśnej jest ochrona

różnorodności biologicznej oraz wspieranie naturalnych procesów samoregulacji ekosystemów leśnych [Rykowski 2010], dlatego ochrona nietoperzy powinna być uwzględniona podczas planowania leśnych zabiegów hodowlanych.

Wszystkie gatunki nietoperzy występujące w Polsce są w różnym stopniu związane z ekosystemami leśnym [Miller i in. 2003; Lacki i in. 2007; Sachanowicz, Ciechanowski 2008; Dietz i in. 2009]. Pierwotnie nietoperze zakładały kolonie rozrodcze w jaskiniach albo w dziuplach i spękaniach w drzewach. Z biegiem lat wiele gatunków, zarówno „leśnych” jak i „jaskiniowych”, zaczęło wykorzystywać jako schronienia osiedla ludzkie. W zależności od tego, jaką część cyklu rocznego nietoperze spędzają w lesie, wyróżniamy gatunki typowo leśne oraz bardziej eurytypowe. Do gatunków leśnych, które wykorzystują kryjówki w drzewach, zaliczamy np. nocka Bechsteina, borowiaczka, borowca wielkiego oraz nocka rudego. Do drugiej grupy zaliczamy gatunki synantropijne, takie jak podkowiec mały, nocek duży czy karlik malutki, które zakładają kolonie w budynkach lub/i podziemiach, natomiast w lasach poszukują pożywienia [Wołoszyn 2001; Loeb, O’Keefe 2006; Węgiel 2006; Sachanowicz, Ciechanowski 2008; Dietz i in. 2009; Kirkpatrick i in. 2017]. Istnieje też trzecia grupa gatunków, które nie wykazują tak silnych preferencji i mogą być znalezione w obu typach kryjówek (mopek zachodni czy karlik większy).

W lasach nietoperze najchętniej wybierają kryjówki w starych, zamierających drzewach położonych w miejscach dobrze nasłonecznionych, zapewniających ochronę przed drapieżnikami, często na obrzeżach drzewostanów (np. w pobliżu zrębów, dróg) [Perry i in. 2007; Sachanowicz, Ciechanowski 2008; Ruczyński i in. 2010]. Skład gatunkowy oraz wielkość populacji nietoperzy zależą przede wszystkim od struktury oraz wieku drzewostanu, składu gatunkowego, obfitości ofiar oraz liczby i różnorodności schronień [Humphrey 1975; Findley 1993; Brigham i in. 1997; Grindal, Brigham 1998; Humes i in. 1999; Patriquin, Barclay 2003; Sleep, Brigham 2003; Brooks, Ford 2005; Bender i in. 2015; Kirkpatrick i in. 2017].

Nietoperze częściej wybierają żerowiska, które łatwo można zlokalizować dzięki punktom orientacyjnym w terenie [Walsh, Harris 1996], oraz miejsca osłonięte od wiatru [Verboom, Spoelstra 1999]. Ponadto wiele gatunków wykorzystuje jako żerowiska siedliska inne niż te, w których znajdują schronienia, dlatego z punktu widzenia ochrony nietoperzy istotne jest tworzenie zróżnicowanego środowiska leśnego w skali krajobrazu [Jung i in. 1999].

Przedstawiona powyżej specjalizacja środowiskowa życia poszczególnych grup gatunków nietoperzy sugeruje zróżnicowane wykorzystywanie przestrzeni leśnej, na co wpływa również gospodarka leśna. Zręby oraz uprawy przyciągają gatunki charakterystyczne dla terenów otwartych, takie jak borowce wielkie, mroczki oraz karliki większe, które polują ponad ich powierzchnią [Russo i in. 2010; Ciechanowski 2015]. Zwiększanie powierzchni stref brzegowych wpływa na gatunki wykorzystujące ścianę lasu jako żerowiska (większość nocków, gacki). O ile do tej pory powstało wiele opracowań dotyczących wpływu struktury drzewostanu na nietoperze w skali lokalnej, wiedza dotycząca wpływu na nietoperze leśnych zabiegów hodowlanych – trzebieży oraz rębni złożonych – jest skromna.

Celem artykułu jest synteza wiedzy na temat wpływu leśnych zabiegów hodowlanych na aktywność nietoperzy w lesie. Dlatego postawiono pytania eksploracyjne:

- 1) Czy zabiegi hodowlane regulujące zwarcie drzewostanu mają wpływ na skład gatunkowy nietoperzy pojawiających się w przestrzeni leśnej i eksploatujących ją?
- 2) Jak zabiegi hodowlane mogą wpływać na różne grupy ekomorfologiczne nietoperzy?

Analiza powyższych problemów, poparta przeglądem literatury, pozwoli wnioskować, jaki wpływ na populacje nietoperzy mogą mieć zabiegi gospodarki leśnej oraz jakie może mieć to implikacje w kontekście ochrony populacji nietoperzy.

Rola nietoperzy w lasach gospodarczych

Lasy są bardzo ważnym siedliskiem żerowania i rozrodu nietoperzy. Aktywne wieczorem i w nocy nietoperze polują na owady niedostępne dla ptaków owadożernych, zajmując wąską i ważną niszę ekologiczną. Gatunki nietoperzy różnią się wielkością, morfologią skrzydeł oraz typem echolokacji, czego konsekwencją są zróżnicowane parametry lotu: szybkość, zdolność manewrowania i identyfikacja obiektów. Zgodnie z teorią optymalizacji strategii polowania większość drapieżników stara się jak najefektywniej żerować przy minimalnym wydatku energetycznym [MacArthur, Pianka 1966]. Również różne gatunki nietoperzy w zależności od cech morfologicznych występują najliczniej w siedliskach, w których bilans energetyczny polowania jest dla nich najkorzystniejszy [MacArthur, Pianka 1966; Krebs 1978]. Niewielkie nietoperze o krótkich i szerokich skrzydłach (np. podkowce) charakteryzują się powolnym, lecz bardzo zwrotnym lotem, umożliwiającym polowanie w zamkniętych środowiskach, jakimi są zwarte drzewostany oraz korony drzew. Większe nietoperze o wąskich i długich skrzydłach (np. borowce wielkie) latają szybko, dlatego preferują drzewostany starszych klas wieku o małym zwarcie, drogi leśne lub tereny otwarte.

Poza przystosowaniami morfologicznymi nietoperze żerujące w różnych środowiskach wykorzystują odmienne rodzaje echolokacji [Jones i in. 2000]. Nietoperze żerujące w środowisku zamkniętym korzystają z krótkich, szybko następujących po sobie sygnałów o wysokiej częstotliwości. Pozwala im to dokładnie odwzorować akustycznie otoczenie, dzięki czemu mogą skutecznie odróżniać ofiary od innych elementów środowiska. Taki typ echolokacji ma jednak niewielki zasięg (5-10 m) i sprawdza się najlepiej w środowisku obfitującym w punkty orientacyjne. Gatunki żerujące nad otwartą przestrzenią wysyłają zazwyczaj mniej sygnałów, ale dłużej trwających oraz o niższej częstotliwości, co pozwala im lokalizować ofiary z dużej odległości [O'Farrell i in. 1999; Jones i in. 2000; Broders i in. 2004]. Cechy te sprawiają, że poszczególne gatunki żerują w odmiennych siedliskach, a w środowisku leśnym w różnych płatach drzewostanów [Sleep, Brigham 2003; Bender i in. 2015; Kirkpatrick i in. 2017].

Nietoperze są oportunistami i rzadko wykazują preferencje pokarmowe. Często zdarza się, że gatunki charakterystyczne dla określonych siedlisk pojawiają się również w „nietypowych” miejscach obfitujących w ofiary [Barclay, Brigham 1991, 1994]. Dieta nietoperzy zmienia się także w zależności od pory roku. Nietoperze pełnią tym samym ważną rolę w regulacji populacji szkodników pierwotnych, mających tendencję do gradacji, szczególnie w monokulturach gatunków iglastych [Węgiel 2006; Böhm i in. 2011; Dodd i in. 2012; McCracken i in. 2012, Müller i in. 2012; Charbonnier i in. 2014].

Struktura drzewostanu a aktywność nietoperzy

Zastosowanie metod bioakustycznych ujawniło mniejszą aktywność nietoperzy w drzewostanach iglastych niż w liściastych [Walsh, Harris 1996; Mortimer 2006; Bartonička i in. 2015; Ciechanowski 2015; Kirkpatrick i in. 2017]. Przypuszczalnie jest to spowodowane brakiem odpowiedniej liczby kryjówek oraz uproszczoną strukturą drzewostanów iglastych [Chambers i in. 2002; Law i in. 2015]. Do najatrakcyjniejszych żerowisk należą strefy brzegowe pomiędzy lasem a terenem otwartym, lukami, gniazdami i zrębami oraz otoczenie cieków i zbiorników wodnych. W lasach małe i zwrotne nietoperze penetrujące gęstą roślinność i korony drzew – podkowiec mały, nocek Bechsteina czy gacek brunatny – preferują żerowiska położone w drzewostanach dojrzałych. Natomiast większe i mniej zwrotne nietoperze, jak borowiec wielki czy borowiaczek, preferują żerowiska ponad zrębami, dużymi gniazdami, odnowieniami i młodnikami [Norberg,

Rayner 1987; Walsh, Harris 1996; Wunder, Carey 1996; Crampton, Barclay 1998; Patriquin, Barclay 2003; Dietz i in. 2009; Bender i in. 2015; Węgiel i in. 2016].

Wpływ gospodarki leśnej na nietoperze

Gospodarka leśna, regulując strukturę drzewostanów, kształtuje jakość siedlisk dostępnych dla nietoperzy. Stosowanie zabiegów pielęgnacyjnych oraz rębni prowadzi do zmiany warunków mikroklimatycznych oraz może prowadzić do utraty schronień nietoperzy. Większość nietoperzy leśnych wybiera kryjówki w starych, dziuplastych drzewach, najczęściej z widocznymi oznakami rozkładu, które są pozostawiane na powierzchni manipulacyjnej w postaci kęp, przestojów i biogrup [Zasady... 2012]. W zależności od położenia kęp starodrzewu na powierzchni zrębowej są one mniej lub bardziej atrakcyjne dla nietoperzy. Kępy i przestoje pozostawione na środku zrębu są znacznie rzadziej zasiedlane przez gatunki dysponujące krótkim zasięgiem echolokacji, ponieważ unikają one otwartych przestrzeni. Vonhof i Barclay [1996] sugerują, że w przeciwieństwie do ptaków nietoperze unikają schronień w przestojach lub bardzo silnie przerzedzonych drzewostanach, dlatego już na etapie planowania cięć należy tak rozlokować powierzchnie, aby drzewa dziuplaste w otoczeniu kęp starodrzewu znalazły się jak najbliżej strefy brzegowej, co powinno nawet zwiększyć ich atrakcyjność dla nietoperzy. Ponadto samice nietoperzy przenoszą młode, a w zależności od gatunku z różną częstotliwością zmieniają kryjówki kolonii rozrodczych. Przykładowo w drzewostanach sosnowych w Szkocji śledzone za pomocą radiotelemetrii samice nocka Natterera zmieniały kryjówki średnio co 2,5 dnia [Mortimer 2006]. Tak częsta zmiana kryjówek sugeruje mniejsze zagrożenie wpływu utraty schronień na liczebność populacji, jednak jedynie w warunkach istnienia wystarczającej liczby schronień alternatywnych. Aby zrekompensować nietoperzom utratę kryjówek, wskazane jest rozwieszanie budek dla nietoperzy, szczególnie w siedliskach borowych, w miejscach dobrze nasłonecznionych, np. w sąsiedztwie dróg leśnych.

Gospodarka leśna może stwarzać optymalne warunki występowania różnych zespołów nietoperzy [Arnett 2003; Fenton 2003; Patriquin, Barclay 2003; Lacki i in. 2007; Russo i in. 2010]. Zabiegi hodowlane w zależności od intensywności prowadzą do powstawania płatów lasu w różnym wieku i o różnym zwarcie, które są mniej lub bardziej atrakcyjne dla poszczególnych gatunków nietoperzy. Niestety, brakuje badań wpływu użytkowania oraz przebudowy znacznych powierzchni leśnych na stan populacji tych ssaków [Arnett 2003; Fenton 2003]. Przyjmuje się, że zabiegi rozluźniające zwarcie lub prowadzące do powstawania śródleśnych powierzchni otwartych wpływają korzystnie na nietoperze [Grindal, Brigham 1998]. Większość dotychczasowych badań ukazuje interakcje struktury oraz wieku drzewostanu z aktywnością nietoperzy w skali lokalnej [Crampton, Barclay 1998; Kalcounis i in. 1999; Hogberg i in. 2002; Patriquin, Barclay 2003; Węgiel i in. 2016].

TRZEBIEŻE. Trzebieże, rozluźniając zwarcie, wpływają na aktywność różnych zespołów nietoperzy [Kalcounis i in. 1999; Owen i in. 2004; Morris i in. 2010; Law i in. 2015]. Sleep i Brigham [2003] zauważyli, że słabiej manewrujące, ale szybko latające nietoperze (np. borowce wielkie czy mroczyki późne) nie wykorzystują zwartych płatów drzewostanów nawet wówczas, gdy są one zasobne w ofiary. Podobnie Dodd i in. [2012] stwierdzają, że zwarcie drzewostanu decyduje w większej mierze o obecności gatunków niż obfitość pokarmu. W USA Bradshaw [1996] zauważył, że w jednopiętrowych drzewostanach daglezwjowych po trzebieży aktywność nietoperzy jest wyższa niż w zwartych drzewostanach *Tsuga heterophylla*. Także Humes i in. [1999] zaobserwowali, że w drzewostanach daglezwjowych po trzebieżach aktywność szybko latających, większych gatunków nietoperzy znacznie wzrosła w porównaniu do drzewostanów, w których nie

wykonano tego zabiegu. Wykonywanie trzebieży w drzewostanach młodszych klas wieku skutkuje wzrostem aktywności nietoperzy nawet do poziomu rejestrowanego w starodrzewach. Również najnowsze badania z Wielkiej Brytanii [Kirkpatrick i in. 2017] potwierdzają, że aktywność europejskich gatunków w monokulturach iglastych wzrasta wraz ze zmniejszaniem się zwarcia drzewostanu. Można przypuszczać, że podobny wpływ mają cięcia częściowe i stopniowe, jednak do tej pory badania na ten temat nie były prowadzone w naszym kraju i w Europie.

RĘBNIE ZŁOŻONE. W zależności od intensywności i etapu cięć rębnie złożone prowadzą do usunięcia części lub całości drzewostanu, co wpływa na aktywność poszczególnych gatunków nietoperzy [Grindal 1995; Perdue, Steventon 1996; Verboom, Spoelstra 1999]. Cięcia częściowe, stopniowe lub wycinanie gniazd zmieniają strukturę drzewostanu w znacznie mniejszym stopniu, niż ma to miejsce podczas stosowania rębni zupełnej. Bardzo ważnym czynnikiem wpływającym na populacje nietoperzy występujące na terenie odnawianym rębniami złożonymi jest dłuższy niż w wypadku rębni zupełnej okres odnowienia. Pozwala to nietoperzom łatwiej dostosować się do zmian powstałych na skutek cięć. Zastosowanie rębni złożonych prowadzi w zależności od rodzaju rębni do powstania mozaiki lasu, zrębów, gniazd, przestojów oraz kęp odnowienia. Taka struktura drzewostanu stwarza idealne warunki dla większości gatunków nietoperzy [Aldridge, Rautenbach 1987; Furlonger i in. 1987; Norberg, Rayner 1987; Crampton, Barclay 1998; Hogberg i in. 2002; Patriquin, Barclay 2003; Pettit, Wilkins 2012]. Fukui i in. [2011], badając wykorzystywanie naturalnie powstałych luk przez nietoperze, zaobserwowali, że wielkość luki w drzewostanie oraz stopień zwarcia koron nad nią wpływa na obecność poszczególnych gatunków. Nasłuchcy detektorowe zarejestrowały wyższą aktywność i wyższe bogactwo gatunkowe nietoperzy w małych lukach niż w dużych. W zależności od strategii polowania inne gatunki rejestrowane były na środku, a inne na skraju luk. Obserwacje te sugerują, że rębnie prowadzące do powstawania gniazd (IIIa i b, IVa, b i c, V) mogą stwarzać dogodne warunki do żerowania dla wielu gatunków nietoperzy. Również Perdue i Steventon [1996] oraz Grindal [1995] zauważyli wzrost aktywności nietoperzy w lukach oraz w małych gniazdach powstałych na skutek zastosowania różnego rodzaju cięć. Sugerują oni, że mozaika płatów o różnym zwarcu powstałych na skutek rębni złożonych stwarza najkorzystniejsze warunki do żerowania dla największej liczby gatunków nietoperzy. Menzel i in. [2002] wskazali, że aktywność nietoperzy w niewielkich lukach powstałych po wycince grup lub pojedynczych drzew (selection harvesting – rębnia przerębowa) jest znacznie większa niż w otaczającym luki drzewostanie. Obecnie w lasach gospodarczych coraz częściej stosowana jest również rębnia stopniowa udoskonalona, która charakteryzuje się długim okresem odnowienia (30-50 lat) i dopuszcza wszystkie rodzaje cięć, w tym zręby zupełne. Zastosowanie rębni IVd prowadzi do powstania mozaiki śródleśnych terenów otwartych, gniazd, przestojów oraz kęp starodrzewu. Jak wcześniej wspomniano, nawet w skali lokalnej taki układ elementów przestrzennych w środowisku leśnym jest bardzo atrakcyjny dla nietoperzy. Krusic i in. [1996], badając wykorzystywanie różnych siedlisk przez te ssaki, zwrócili uwagę na fakt zaspokajania potrzeb życiowych większej liczby gatunków nietoperzy w zróżnicowanych wiekowo i przestrzennie drzewostanach zagospodarowanych rębniami złożonymi niż ma to miejsce w monokulturach drzew iglastych odnawianych za pomocą zrębów zupełnych.

RĘBNIA ZUPEŁNA. Zręby zupełne prowadzą do powstawania największych powierzchni otwartych w lasach. Do najważniejszych zagrożeń związanych ze stosowaniem tego rodzaju cięć należy utrata kryjówek nietoperzy. Z punktu widzenia ochrony nietoperzy stosowanie gospodarki zrębowej może przyczyniać się do powstawania atrakcyjnych żerowisk oraz formowania ściany lasu. Strefy brzegowe drzewostanów są postrzegane jako najbardziej atrakcyjne dla nietoperzy elementy w środowisku leśnym.

Użytkowanie drzewostanów sosnowych na niżu oraz świerkowych w górach za pomocą rębni zupełnych (głównie Ib i Ic) prowadzi do powstania budowy ostępowej, charakteryzującej się systematycznym układem drzewostanów w różnych klasach wieku. W takich warunkach nietoperze o krótkim zasięgu echolokacji są bardziej aktywne przy ścianie lasu niż nad powierzchniami zrębowymi, młodszymi klasami wieku lub wewnątrz drzewostanu. Z tego względu podczas zakładania zrębów zupełnych powinno się tak planować kształt ściany zrębu, aby zmaksymalizować powierzchnię ściany lasu. Obecnie ze względów ekonomicznych preferowane są większe (2-4 ha) zręby zbliżone do prostokątnych, jednak kształtowanie falistej ściany lasu wpływa korzystnie na aktywność nietoperzy. Bardzo ważne z punktu widzenia ochrony nietoperzy jest pozostawianie przestojów i kęp starego drzewostanu [Crampton, Barclay 1998]. Kępy starodrzewu wykorzystywane są przez nietoperze jako żerowiska o charakterze ściany lasu obfitujące w punkty orientacyjne. Aby uniknąć negatywnego wpływu cięć rębnych na nietoperze, powinno się przed zabiegiem zinwentaryzować drzewa dziuplaste i pozostawić je na powierzchni. Wszystkie wcześniej stwierdzone w drzewach kryjówki nietoperzy powinny już na etapie planowania zostać zagospodarowane w postaci kęp starodrzewu i pozostawione do naturalnego rozpadu [Hogberg i in. 2002].

PRZEBUDOWA DRZEWOSTANÓW. W zależności od celu hodowlanego oraz gatunku panującego większość drzewostanów użytkuje się za pomocą odpowiednio dobranych rębni [Zasady... 2012]. Szczególnym przypadkiem jest przebudowa drzewostanów zmieniająca strukturę i skład gatunkowy. Obecnie w Polsce 38% drzewostanów jest częściowo niezgodnych, a 19% całkowicie niezgodnych z siedliskiem [Jaszczak i in. 2011]. Monokultury sosnowe oraz świerkowe najczęściej są zmieniane poprzez wprowadzanie dębu, buka (lub innych gatunków liściastych) na gniazdach oraz jodły podokapowo. Do przebudowy wykorzystuje się rębnie złożone: gniazdową, częściową i stopniową oraz rzadziej zręby zupełne. Zastosowanie rębni złożonych w monokulturach prowadzi do powstania mozaiki płatów o zróżnicowanej strukturze oraz składzie gatunkowym. Poza stwarzaniem dogodnych warunków dla odnowienia gatunków właściwych dla siedliska przebudowa prowadzi do powstania bardzo rozbudowanej strefy brzegowej pomiędzy drzewostanem a śródleśnymi terenami otwartymi. Wprowadzenie rębni złożonych skutkuje również powstawaniem mniejszych przestrzeni otwartych, takich jak gniazda i luki, które nie występują podczas właściwej dla drzewostanów sosnowych i świerkowych gospodarki zrębowej [Zasady... 2012]. Dzięki powstaniu niewielkich śródleśnych powierzchni otwartych więcej gatunków może wykorzystywać te drzewostany jako żerowiska [Loeb, O'Keefe 2006; Fukui i in. 2011]. Z drugiej strony przebudowa drzewostanów może negatywnie oddziaływać na gatunki właściwe dla siedlisk podlegających przebudowie i w dłuższej perspektywie czasu może prowadzić do spadku liczebności populacji tychże gatunków. Przykładem mogą być nocki duże polujące głównie na chrząszcze naziemne, które lokalizują, latając nisko nad ziemią i biernie nasłuchując. Żerują głównie w dojrzałych, przejrzystych drzewostanach sosnowych bez podszytu. Wprowadzanie podszytów lub przebudowa tego typu drzewostanów może niekorzystnie wpływać na lokalne populacje tego gatunku.

Znaczenie zabiegów gospodarczych

Wielu autorów sugeruje, że zabiegi gospodarcze w lasach polepszają warunki żerowiskowe dla nietoperzy [Humes i in. 1999; Kirkpatrick i in. 2017]. Ponadto uważa się, że gospodarka leśna może być użytecznym narzędziem w stwarzaniu optymalnych warunków dla nietoperzy – szczególnie w lasach położonych w obrębie obszarów chronionych, których przedmiotem ochrony są nietoperze [Arnett 2003; Fenton 2003; Patriquin, Barclay 2003; Lacki i in. 2007; Russo i in. 2010]. Kreowanie zróżnicowanego krajobrazu leśnego stwarza warunki do życia większej liczby

gatunków. Drzewostany zagospodarowane rębniami złożonymi cechuje wiele niewielkich otwartych przestrzeni, które zaspokajają potrzeby różnych grup ekomorfologicznych nietoperzy.

Proces przebudowy drzewostanów wzbogaca monokultury o gatunki liściaste, czego konsekwencją jest wzrost różnorodności biologicznej, a w tym większa różnorodność gatunków nietoperzy. Rębnia stopniowa udoskonalona IVd oraz rębnia przerębowa V wydają się najbardziej zbliżone do naturalnych procesów, a ponadto pozwalają na największą swobodę w planowaniu cięć. Rębnie te prowadzą również do powstawania największej powierzchni strefy brzegowej pomiędzy koronami drzew i śródleśnymi powierzchniami otwartymi, która należy do najbardziej atrakcyjnych żerowisk dla wielu gatunków nietoperzy.

Stosowanie w siedliskach borowych zrębów zupełnych naśladuje wielkoobszarowe zaburzenia w środowisku leśnym, takie jak wiatrowały, śniegołomy czy pożary, które w warunkach naturalnych obejmują znacznie większe obszary. Otwarte powierzchnie powstałe na skutek rębni zupełnych są wykorzystywane jako żerowiska głównie przez gatunki szybko latające, które unikają zwartych fragmentów drzewostanu. Gatunki polujące w środowisku „zamkniętym” wykorzystują naturalnie lub sztucznie powstałe luki w drzewostanie. Z drugiej strony zabiegi gospodarki leśnej mogą jednak wpływać na utratę kryjówek oraz zmianę warunków mikroklimatycznych [Grindal, Brigham 1998; Haulton, DeCosta 2014].

Konsekwencją zrębów zupełnych oraz dużych gniazd wycinanych w starych drzewostanach jest utrata części schronień i potencjalny negatywny wpływ na gatunki wykorzystujące niewielkie areale osobnicze, np. nocki Natterera czy nocki Bechsteina [Wunder, Carey 1996; Humes i in. 1999; Miller i in. 2003]. Większość nietoperzy zakładających kolonie rozrodce w lasach wykorzystuje jako kryjówki stare, zamierające, dziuplaste drzewa oraz złomy, które nawet jeżeli zostaną pozostawione na powierzchni manipulacyjnej, często przestają być użytkowane jako schronienia przez nietoperze. Należy jednak pamiętać, że zabiegi gospodarki leśnej mogą być wykorzystywane w ramach ochrony czynnej wielu gatunków nietoperzy.

Wnioski

- ✦ Zabiegi hodowlane stosowane w ramach wielofunkcyjnej gospodarki leśnej mogą być przydatnym narzędziem umożliwiającym ochronę populacji nietoperzy.
- ✦ Gospodarka leśna prowadzi do powstania śródleśnych terenów otwartych, które są wykorzystywane przez wiele gatunków nietoperzy jako ważne żerowiska. Gatunki latające szybko i wysoko, takie jak borowce wielkie i mroczyki posrebrzane, preferują zręby, uprawy i młodniki. Mroczyki późne i pozłociste oraz karliki większe chętnie żerują ponad gniazdami, mniejszymi lukami i drogami. Nocki Bechsteina, mopek oraz podkowiec mały są bardzo zwrotne i żerują w zwartych koronach drzew i w małych lukach. Gacki brunatne polują przeważnie na owady, które zbierają z powierzchni roślin, unikając terenów otwartych, jednak często można je spotkać latające blisko koron drzew w lukach.
- ✦ Ponieważ różne gatunki nietoperzy stosują różne strategie żerowania, najkorzystniejsze z punktu widzenia ochrony tej grupy zwierząt jest kreowanie zróżnicowanej struktury lasu w skali krajobrazu. Zastosowanie rębni złożonych oraz przebudowa drzewostanów może skutkować polepszeniem się warunków żerowiskowych dla nietoperzy.
- ✦ Zwarte fragmenty drzewostanu mogą stanowić barierę dla szybko latających i mało zwrotnych gatunków nietoperzy, dlatego trzebieże w drzewostanach młodszych klas wieku wpływają korzystnie na populacje nietoperzy unikających zwartych fragmentów drzewostanów, takich jak borowce czy mroczyki. Dzięki rozluźnieniu zwarcia drzewostany te mogą być wykorzystywane przez większą liczbę gatunków nietoperzy.

✚ Do najważniejszych zagrożeń ze strony gospodarki leśnej dla nietoperzy należy utrata kryjówek kolonii rozrodczych znajdujących się w dziuplach drzew bądź za odstającą korą lub zmiana warunków mikroklimatycznych, która może prowadzić do opuszczenia tych kryjówek przez nietoperze. Ponadto nadmierne rozluźnienie zwarcia może prowadzić do utraty ważnych żerowisk, szczególnie przez nietoperze żerujące w środowisku „zamkniętym”, jakim są zwarte korony drzew (mopek, nocek Bechsteina).

Literatura

- Aldridge H. D. J. N., Rautenbach I. L. 1987. Morphology, Echolocation and Resource Partitioning in Insectivorous Bats. *Journal of Animal Ecology* 56 (3): 763-778.
- Arnett E. B. 2003. Advancing science and partnerships for the conservation of bats and their habitats. *Wildlife Society Bulletin* 31 (1): 2-5.
- Barclay R. M. R., Brigham R. M. 1991. Prey detection, dietary niche breadth, and body size in bats: why are aerial insectivorous bats so small? *The American Naturalist* 137 (5): 693-703.
- Barclay R. M. R., Brigham R. M. 1994. Constraints on optimal foraging: A field test of prey discrimination by echolocating insectivorous bats. *Animal Behaviour* 48 (5):1013-1021.
- Bartonička T., Řehák Z., Flousek J., Furmankiewicz J. 2015. Netopýři českých a polských Krkonoš / Nietoperze czeskich i polskich Karkonoszy. Správa KRNAP Vrchlabí, Dyrekcja KPN, Jelenia Góra.
- Bender M. J., Castleberry S. B., Miller D. A., Wigley T. B. 2015. Site occupancy of foraging bats on landscapes of managed pine forest. *Forest Ecology and Management* 336: 1-10.
- Böhm S. M., Wells K., Kalko E. K. V. 2011. Top-Down Control of Herbivory by Birds and Bats in the Canopy of Temperate Broad-Leaved Oaks (*Quercus robur*). *PLoS ONE* 6 (4): e17857. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017857>
- Bradshaw P. A. 1996. The physical nature of vertical forest habitat and its importance in shaping bat species assemblages. Bats and Forests Symposium, October 19-21, 1995, Victoria, British Columbia, Canada. Research Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria, Canada. Working Paper 23: 199-212.
- Brigham R. M., Grindal S. D., Firman M. C., Morissette J. L. 1997. The influence of structural clutter on insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology* 75 (1): 131-136.
- Broders H., Findlay C., Zheng L. 2004. Effects of clutter on echolocation call structure of *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus*. *Journal of Mammalogy* 85 (2): 273-281.
- Brooks R. T., Ford W. M. 2005. Bat activity in a forest landscape of Central Massachusetts. *Northeastern Naturalist* 12 (4): 447-462.
- Chambers C. L., Alm V., Siders M. S., Rabe M. J. 2002. Use of Artificial Roosts by Forest-Dwelling Bats in Northern Arizona. *Wildlife Society Bulletin* 30 (4): 1085-1091.
- Charbonnier Y., Barbaro L., Theillout A., Jactel H. 2014. Numerical and Functional Responses of Forest Bats to a Major Insect Pest in Pine Plantations. *PLoS ONE* 9(10):e109488.
- Ciechanowski M. 2015. Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research* 61 (3): 415-428.
- Crampton L. H., Barclay R. M. R. 1998. Selection of Roosting and Foraging Habitat by Bats in Different-Aged Aspen Mixedwood Stands. *Conservation Biology* 12 (6): 1347-1358.
- Dietz C., von Helversen O., Dietmar N. 2009. Nietoperze Europy i Afryki północno-zachodniej. *Biologia, rozpoznawanie, zagrożenia*. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Dodd L. E., Lacki M. J., Britzke E. R., Buehler D. A., Keyser P. D., Larkin J. L., Rodewald A. D., Wigley T. B., Wood P. B., Rieske L. K. 2012. Forest structure affects trophic linkages: How silvicultural disturbance impacts bats and their insect prey. *Forest Ecology and Management* 267: 262-270.
- Fenton M. B. 2003. Science and the conservation of bats: where to next? *Wildlife Society Bulletin* 31: 6-15.
- Findley J. S. 1993. Bats: a community perspective. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fukui D., Hirao T., Murakami M., Hirakawa H. 2011. Effects of treefall gaps created by windthrow on bat assemblages in a temperate forest. *Forest Ecology and Management* 261 (9): 1546-1552.
- Furlonger C. L., Dewar H. J., Fenton M. B. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology* 65 (2): 284-288.
- Grindal S. D. 1995. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging bats in southern British Columbia. M.Sc. thesis, University of Regina, Regina, Sask.
- Grindal S. D., Brigham R. M. 1998. Short-Term Effects of Small Scale Habitat. Disturbance on Activity by Insectivorous Bats. *Journal Wildlife Management* 62 (3): 996-1003.
- Haulton S., DeCosta K. L. 2014. Bat Activity in Selection Harvests and Intact Forest Canopy Gaps at Indiana State Forests. W: Groninger J. W., Holzmueller E. J., Nielsen, Clayton K., Dey D. C. [red.]. *Proceedings, 19th Central Hardwood Forest Conference*. 2014 March 10-12. Carbondale.

- Hogberg L. K., Patriquin K. J., Barclay R. M. R. 2002. Use by Bats of Patches of Residual Trees in Logged Areas of the Boreal Forest. *American Midland Naturalist* 148 (2): 282-288.
- Humes M. L., Hayes J. P., Collopy M. W. 1999. Bat Activity in Thinned, Unthinned, and Old-Growth Forests in Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management* 63 (2): 553-561.
- Humphrey S. R. 1975. Nursery roosts and community diversity of nearctic bats. *Journal of Mammalogy* 56 (2): 321-346.
- Jaszczak R., Magnuski K., Miotke M., Piątkowski S. 2011. Problems of forest reconstruction in Poland. *Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań. Nauka Przyroda Technologie* 5 (3).
- Jones G., Vaughan N., Parsons S. 2000. Acoustic identification of bats from directly sampled and time expanded recordings of vocalizations. *Acta Chiropterologica* 2: 155-170.
- Jung T. S., Thompson I. D., Titman R. D., Applejohn A. P. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. *Journal of Wildlife Management* 63 (4): 1306-1319.
- Kalcounis M. C., Hobson K. A., Brigham R. M., Hecker K. R. 1999. Bat Activity in the Boreal Forest: Importance of Stand Type and Vertical Strata. *Journal of Mammalogy* 80 (2): 673-682.
- Kirkpatrick L., Maher S. J., Lopeza Z., Lintott P. R., Baileye S. A., Denta D., Parka K. J. 2017. Bat use of commercial coniferous plantations at multiple spatial scales: Management and conservation implications. *Biological Conservation* 206: 1-10.
- Krebs J. R. 1978. Optimal foraging: decision rules for predators. W: Krebs J. R., Davies N. B. [red.]. *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. Blackwell, Oxford. 23-63.
- Krusic R., Yamasaki M., Neefus C., Pekins P. 1996. Bat habitat use in White Mountain National Forest. *Journal of Wildlife Management* 60 (3): 625-631.
- Lacki M. J., Hayes J. P., Kurta A. 2007. *Bats in Forests: Conservation and Management.*; foreword by Merlin D Tuttle. Baltimore (Maryland): Johns Hopkins University Press.
- Law B., Park K. J., Lacki M. J. 2015. Insectivorous bats and silviculture: Balancing timber production and bat conservation. W: Voigt C. C., Kingston T. [red.]. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. 105-150.
- Loeb S. C., O'Keefe J. M. 2006. Habitat Use by Forest Bats in South Carolina in Relation to Local, Stand, and Landscape Characteristics *Journal of Wildlife Management* 70 (5): 1210-1218.
- MacArthur R. H., Pianka E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100 (916): 603-609.
- McCracken G. F., Westbrook J. K., Brown V. A., Eldridge M., Federico P., Kunz T. H. 2012. Bats Track and Exploit Changes in Insect Pest Populations. *PLoS ONE* 7(8): e43839.
- Menzel M. A., Carter T. C., Menzel J. M., Ford W. M., Chapman B. R. 2002. Effects of group selection silviculture in bottomland hardwoods on the spatial activity patterns of bats. *Forest Ecology and Management* 162 (2-3): 209-218.
- Miller D. A., Arnett E. B., Lacki M. J. 2003. Habitat management for forestroosting bats of North America: a critical review of habitat studies. *Wildlife Society Bulletin* 31 (1): 30-44.
- Morris A. D., Miller D. A., Kalcounis-Rueppell M. C. 2010. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *Journal of Wildlife Management* 74 (1): 26-34.
- Mortimer G. 2006. Foraging, roosting and survival of Natterer's bats, *Myotis Nattereri*, in a commercial coniferous plantation. Rozprawa doktorska. The University of St Andrews.
- Müller J., Mehr J., Bässler C., Fenton M. B., Hothorn T., Pretzsch H., Klemmt H-J., Brandl R. 2012. Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia* 169 (3): 673-684.
- Norberg U. M., Rayner J. M. V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (*Mammalia; Chiroptera*): wing adaption, flights performance, foraging strategy and echolocation, *Philosophical Transaction of the Royal Society B* 316: 335-427.
- O'Farrell M. J., Miller B. W., Gannon W. L. 1999. Qualitative identification of free-flying bats using the Anabat detector. *Journal of Mammalogy* 80 (1): 11-23.
- Owen S. F., Menzel M. A., Edwards J. W., Ford W. M., Menzel J. M., Chapman B. R., Wood P. B., Miller K. V. 2004. Bat activity in harvested and intact forest stands in the allegheny mountains. *Northern Journal of Applied Forestry* 21 (3): 154-159.
- Patriquin K. J., Barclay R. M. R. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology*. 40: 646-657.
- Perdue M., Steventon J. D. 1996. Partial Cutting and Bats: A Pilot Study. W: Barclay R. M., Brigham R. M. [red.]. *Bats and forests symposium*. October 19-21, 1995, British Columbian Ministry of Forestry, Victoria, Canada. 273-277.
- Perry R. W., Thill R. E., Leslie Jr. D. M. 2007. Selection of roosting habitat by forest bats in a diverse forested landscape. *Forest Ecology and Management* 238 (1-3): 156-166.
- Pettit T. W., Wilkins K. T. 2012. Canopy and edge activity of bats in a quaking aspen (*Populus tremuloides*) forest. *Canadian Journal of Zoology* 90 (7): 798-807.
- Ruczyński I., Nicholls B., MacLeod C. D., Racey P. A. 2010. Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management* 259 (8): 1633-1641.

- Russo D., Cistrone L., Garonna A. P., Jones G. 2010. Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. *Biodiversity and Conservation* 19 (9): 2501-2515.
- Rykowski K. 2010. O przebudowie drzewostanów z różnorodnością biologiczną w tle. *Sylwan* 154 (4): 219-233.
- Sachanowicz K., Ciechanowski M. 2008. *Nietoperze Polski*. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa
- Sleep D. J. H., Brigham R. M. 2003. An experimental test of clutter tolerance in bats. *Journal Society Bulletin* 84 (1): 216-224.
- Tibbels A. E., Kurta A. 2003. Bat activity is low in thinned and unthinned stands of red pine. *Canadian Journal of Forest Research – Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 33 (12): 2436-2442.
- Verboom B. I., Spoelstra K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. *Canadian Journal of Zoology – Revue Canadienne De Zoologie* 77 (9): 1393-1401.
- Vonhof M., Barclay R. M. R. 1996. Roost-site selection and roosting ecology of forest dwelling bats in southern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 74 (10): 1791-1805.
- Walsh A. L., Harris S. 1996. Foraging Habitat Preferences of Vespertilionid Bats in Britain. *Journal of Applied Ecology* 33 (3): 508-518.
- Węgiel A. 2006. Ochrona nietoperzy w lasach. *Studia i Materiały CEPL* 18: 177-184.
- Węgiel A., Grzywiński W., Ciechanowski M., Jaros R., Kmieciak A., Kmieciak P., Węgiel J. 2016. Aktywność zerowiskowa nietoperzy w różnych fazach rozwojowych drzewostanów sosny zwyczajnej. *Sylwan* 160 (9): 767-776.
- Wołoszyn B. W. 2001. *Nietoperze Polski*. Występowanie, środowisko, status ochronny. Publikacje Centrum Informacji Chiropterologicznej Instytutu Systematyki i Ewolucji Zwierząt Polskiej Akademii Nauk w Krakowie.
- Wunder L., Carey A. B. 1996. Use of the Forest Canopy by Bats. *Northwest Science* 70: 79-85.
- Zasady hodowli lasu. 2012. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa.