

ANDRZEJ WĘGIEL, WITOLD GRZYWIŃSKI, MATEUSZ CIECHANOWSKI,
RADOŚLAW JAROS, ANNA KMIECIK, PAWEŁ KMIECIK, JOLANTA WĘGIEL

Aktywność żerowiskowa nietoperzy w różnych fazach rozwojowych drzewostanów sosny zwyczajnej*

Foraging activity of bats in Scots pine stands in different growth stages

ABSTRACT

Węgiel A., Grzywiński W., Ciechanowski M., Jaros R., Kmiecik A., Kmiecik P., Węgiel J. 2016. Aktywność żerowiskowa nietoperzy w różnych fazach rozwojowych drzewostanów sosny zwyczajnej. Sylwan 160 (9): 767-776.

Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) is economically the most important tree species in Polish forestry. Congeneric pine stands have a quite low level of biodiversity, and logging with clear sites may even cause their further decline. It is very important to discover the influence of clear-cuttings in managed pine stands on different groups of organisms. One of them are bats which play an important role in forest biotopes as a regulator of insect pests. The aim of this paper is to compare the foraging activity of bats in pine stands of different stages of growth. The study was carried out in three complexes of pine forests in western Poland: Drawska Forest, Notecka Forest and Dolnośląskie Forests. Four types of growth phases were studied: clear-cut sites (Z), young plantations in the age 2-5 years (U), 41-60-years-old stands (III) and mature stands in the age over 80 years (V). The study of the foraging bat activity was conducted with broadband ultrasound detectors Petersson D-1000X within 3 hours after sunset in summer periods of 2013 and 2014. The recordings were analyzed with BatSound software. Total 19 180 bat passes were recorded on all 120 sampling plots. 11 bat species: *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Eptesicus serotinus*, *P. nathusii*, *Myotis myotis*, *P. pygmaeus*, *M. nattereri*, *Barbastella barbastellus*, *N. leisleri*, *E. nilssonii*, and *Vespertilio murinus* and four groups of species: NEV (*Nyctalus*, *Eptesicus*, *Vespertilio*), MSP (*Myotis*), PSP (*Pipistrellus*), and PLE (*Plecotus*) were recognized (tab. 1). The dominant was common noctule *N. noctula* (71.5%). The highest foraging activity of bats was recorded in open areas: clear sites and plantations (fig. 1), next in mature stands and middle-aged stands. The obtained results suggest that bats can adapt to a mosaic of habitats created by clear-cutting harvesting system in managed pine forests.

KEY WORDS

Chiroptera, foraging activity, habitat use, forest management, *Pinus sylvestris*, western Poland

ADDRESSES

Andrzej Węgiel ⁽¹⁾ – e-mail: wegiel@up.poznan.pl
 Witold Grzywiński ⁽¹⁾ – e-mail: witold.grzywinski@up.poznan.pl
 Mateusz Ciechanowski ⁽²⁾ – e-mail: matciech@kki.net.pl
 Radosław Jaros ⁽³⁾ – e-mail: radek@salamandra.home.pl
 Anna Kmiecik ⁽¹⁾ – e-mail: kmiecik_p@poczta.onet.pl
 Paweł Kmiecik ⁽¹⁾ – e-mail: kmiecik_p@poczta.onet.pl
 Jolanta Węgiel ⁽¹⁾ – e-mail: jwegiel@up.poznan.pl

⁽¹⁾ Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań

⁽²⁾ Wydział Biologii, Uniwersytet Gdański; ul. Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk

⁽³⁾ Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „Salamandra”; ul. Stolarska 7/3, 60-788 Poznań

*Niniejsze badania zostały zrealizowane w ramach tematu „Występowanie nietoperzy w lasach w zależności od wieku, struktury przestrzennej i składu gatunkowego drzewostanów” (nr 23/12) finansowanego przez Dyrekcję Generalną Lasów Państwowych w Warszawie.

Wstęp

W ostatnim ćwierćwieczu zmieniło się w Polsce podejście do zasad gospodarowania w lasach. Model surowcowy został zastąpiony modelem wielofunkcyjnym, opartym o zasady zrównoważonego rozwoju. Właściciele i zarządcy lasów są też zobligowani do ochrony różnorodności biologicznej. Dodatkowo system obszarów Natura 2000, obejmujący wiele terenów leśnych, stawia dalsze wymagania dotyczące ochrony różnych elementów przyrody, w tym nietoperzy.

Zmiana podejścia do użytkowania lasu zwiększyła zapotrzebowanie na wiedzę, jak różne rodzaje zabiegów gospodarczych wpływają na populacje występujących tam nietoperzy oraz jak prowadzić racjonalną gospodarkę w lasach w sposób przyjazny dla tych zwierząt. W ostatnich latach także na świecie znacząco wzrosło zainteresowanie badaczy wykorzystaniem lasów przez nietoperze oraz wpływem gospodarki leśnej na ich populacje [Guldin i in. 2007; Hayes, Loeb 2007]. Badanie tych zagadnień stało się możliwe m.in. dzięki postępowi technicznemu w stosowaniu metod akustycznych do rejestrowania aktywności nietoperzy w środowisku leśnym [Loeb, O'Keefe 2006; Bender i in. 2015].

Badania nietoperzy w gospodarczych lasach sosnowych prowadzone były głównie w USA. W zależności od regionu dotyczyły one drzewostanów sosnowych złożonych z różnych gatunków: sosny taeda *Pinus taeda* [Miller 2003; Elmore i in. 2005; Loeb, Waldrop 2008; Hein i in. 2009; Vindigni i in. 2009; Morris i in. 2010; Bender i in. 2015], sosny żółtej *Pinus ponderosa* [Lacki i in. 2007], sosny czerwonej *Pinus resinosa* [Tibbels, Kurta 2003] i *Pinus echinata* [Loeb, Waldrop 2008]. Badano również aktywność nietoperzy na plantacjach sosny nadmorskiej *Pinus pinaster* we Francji [Charbonnier i in. 2014] oraz sosny kalifornijskiej *Pinus radiata* w Chile [Rodriguez-San Pedro, Simonetti 2015]. Wyraźnie zaznacza się dotychczasowy brak tego typu badań w lasach sosnowych w Europie.

Lasy sosnowe zazwyczaj tworzone są przez drzewostany jednogatunkowe o uproszczonej strukturze i często występują na ubogich siedliskach. Wiele badań pokazuje, że w lasach iglastych aktywność nietoperzy jest mniejsza niż w liściastych i mieszanych [Walsh, Mayle 1991; Kalcounis i in. 1999; Russ, Montgomery 2002; Russo, Jones 2003; Tibbels, Kurta 2003; Bartonička i in. 2015]. Z kolei badania wybiórczości siedliskowej nietoperzy w 36 różnych środowiskach w północnej Polsce pokazały brak wyraźnej preferencji w wyborze rodzaju lasu przez te ssaki [Ciechanowski 2015]. W badaniach przeprowadzonych w Finlandii lasy iglaste były natomiast środowiskiem o największej aktywności nietoperzy [Wermundsen, Siivonen 2008]. W lasach iglastych zaobserwowano również częstsze występowanie niektórych gatunków nietoperzy (rodzaj *Myotis*). Mogło to wynikać z mniejszego zagęszczenia drzew w tych drzewostanach [Lacki i in. 2009] lub z większej dostępności schronień [Patriquin, Barclay 2003]. Z drugiej strony liczne badania wskazują na mniejszą dostępność schronień w lasach iglastych w stosunku do liściastych i mieszanych [Humes i in. 1999; Menzel i in. 2001; Ciechanowski 2005; Perry i in. 2008].

Gospodarcze lasy sosnowe zwykle użytkowane są przy pomocy zrębów zupełnych. Intensywne użytkowanie lasu zrębami wielkopowierzchniowymi może wpływać negatywnie na różne elementy fauny, w tym na populacje nietoperzy [Erickson, West 2003; Miles i in. 2006; Ancillotto i in. 2015]. W wielu krajach w Europie istnieją ograniczenia dotyczące maksymalnej wielkości zrębów zupełnych, obecnie w Polsce nie mogą one przekraczać 4 ha, a w wyjątkowych wypadkach, uzasadnionych względami hodowlanymi i sanitarnymi – 6 ha [Zasady... 2012]. Ten typ użytkowania powoduje, że w dużych kompleksach lasów sosnowych tworzy się mozaika drzewostanów obejmujących kolejne fazy rozwojowe. Wiele badań wskazuje, że taka mozaika środowisk, składająca się z drzewostanów w różnym wieku, o różnych parametrach strukturalnych, z pozostawionymi fragmentami nieużytkowanymi oraz różnymi formami przestrzeni otwartych, pozytywnie

wpływa na populacje nietoperzy [Loeb, Waldrop 2008; Ethier, Fahrig 2011; Jung i in. 2012; Bender i in. 2015]. Powstające w wyniku prowadzonego użytkowania zręby zupełne tworzą nowe środowiska dla ich żerowania [Hogberg i in. 2002; Kusch i in. 2004; Owen i in. 2004; Menzel i in. 2005; Brooks 2009]. Zarejestrowano nawet wzrost aktywności nietoperzy bezpośrednio po wykopaniu zrębu [Humes i in. 1999; Erickson, West 2003; Titchenell i in. 2011; Dodd i in. 2012].

Celem niniejszej pracy było porównanie aktywności nietoperzy pomiędzy czterema fazami rozwojowymi drzewostanów sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*: zrębami, uprawami, drzewostanami średniowiekowymi (III klasa wieku) i drzewostanami dojrzałymi (V klasa wieku) oraz określenie różnorodności gatunkowej nietoperzy w poszczególnych fazach rozwojowych drzewostanów sosnowych.

Materiał i metody

Rejestrację aktywności nietoperzy przeprowadzono w drzewostanach gospodarczych sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* użytkowanych w sposób typowy dla tego gatunku, czyli systemem zrębowym. Do badań wytypowano trzy rozległe kompleksy leśne w zachodniej Polsce z dominującym udziałem sosny zwyczajnej: Puszcę Drawską (nadleśnictwa: Drawno i Kalisz Pomorski), Puszcę Notecką (nadleśnictwa: Potrzebowice i Wronki) oraz Bory Dolnośląskie (nadleśnictwa: Chociąnow i Przemków).

Badania przeprowadzono w czterech fazach rozwojowych lasów sosnowych: a) zręby – obszary pozbawione drzew, powstałe w wyniku rębni zupełnej, b) uprawy – młode drzewa przed osiągnięciem zwarcia, w wieku 2-5 lat, c) drzewostany średniowiekowe – III klasa wieku (41-60 lat) i d) drzewostany dojrzałe – V klasa wieku (81-100 lat). Przy wyborze powierzchni badawczych pominięto fazę młodnika, gdzie młode drzewa osiągają bardzo duże zagęszczenie (wiek około 10-20 lat), uniemożliwiające nietoperzom żerowanie [Loeb, O'Keefe 2006]. W każdym z trzech kompleksów leśnych do badań wyznaczono 40 powierzchni (po 10 dla każdej fazy rozwojowej), co łącznie dało 120 powierzchni badawczych.

Wyznaczone powierzchnie badawcze musiały spełniać następujące kryteria:

- skład gatunkowy drzewostanu – 100% sosna zwyczajna,
- dla upraw dopuszczono 20% udział innych gatunków, zwykle była to brzoza brodawkowata w postaci pasów zlokalizowanych na obrzeżach powierzchni,
- typ siedliskowy lasu – bór świeży (Bśw),
- budowa – drzewostany jednowiekowe, jednopiętrowe, bez przestojów,
- brak warstw podokapowych (podszyt, podrost, podsadzenie),
- w przypadku zrębów powyższa charakterystyka dotyczyła drzewostanu poprzedniej generacji, który został usunięty w wyniku rębni zupełnej,
- minimalna wielkość – 2 ha.

Dodatkowo, dla wyeliminowania zakłóceń innymi elementami środowiska, przyjęto, że z powierzchnią badawczą mogą sąsiadować wyłącznie inne drzewostany sosnowe (niezależnie od fazy rozwojowej). Wykluczono obecność obszarów nieleśnych, szerokich dróg, budynków i budowli, rzek, rowów, zbiorników wodnych i innych elementów, które mogłyby wpływać na zwiększoną aktywność nietoperzy.

Prace terenowe prowadzono przez dwa sezony letnie: 1 lipca - 13 sierpnia 2013 roku i 24 czerwca - 15 sierpnia 2014 roku. W trakcie deszczowych nocy i przy silnym wietrze nie prowadzono badań. Rejestrację aktywności nietoperzy wykonywano przy pomocy szerokopasmowego detektora Pettersson D1000X (Pettersson Elektronik, Szwecja). Osoba wykonująca nagrania poruszała się pieszo z detektorem w ręce, po trasie całkowicie mieszczącej się w obrębie jednej

powierzchni, bez zbliżania się do jej granic. Na każdej powierzchni badawczej nietoperze były rejestrowane w ciągu jednej nocy przez 3 godziny, rozpoczynając od zachodu słońca.

Zarejestrowane sygnały echolokacyjne nietoperzy były następnie opracowywane z użyciem specjalistycznego oprogramowania Pettersson BatSound v. 4.0. Tam, gdzie to było możliwe, oznaczano nagrania do gatunku. Część nagrań była klasyfikowana jako grupy gatunków o podobnych sygnałach echolokacyjnych. Natomiast nagrania, których nie udało się oznaczyć, zostały zaklasyfikowane jako nieoznaczone (IND).

Analizy statystyczne zostały wykonane przy pomocy pakietu Statistica 11.0 (Statsoft Polska). Ze względu na brak zgodności rozkładu danych z rozkładem normalnym do porównań aktywności nietoperzy w różnych stadiach rozwojowych drzewostanów sosnowych zastosowano testy nieparametryczne. Różnice pomiędzy wszystkimi próbami badano za pomocą testu Kruskala-Wallisa. W przypadku stwierdzenia istotnej różnicy na poziomie $p < 0,05$ stosowano test *post hoc* Dunna [Zar 2010].

Wyniki

Na wszystkich 120 powierzchniach badawczych zarejestrowano łącznie 19 180 przelotów nietoperzy, z czego 79,5% oznaczono do gatunku, 18,0% jako grupy gatunków, a tylko 2,5% pozostało nieoznaczonych. Łącznie stwierdzono 11 gatunków nietoperzy i 4 grupy gatunków (tab. 1). Gatunkiem zdecydowanie dominującym był borowiec wielki *Nyctalus noctula* (71,5%). Kolejne 2 gatunki, o znacznie mniejszym udziale, to karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus* (4,6%) i mroczek późny *Eptesicus serotinus* (1,7%). Dalsze 8 gatunków o łącznym udziale 1,7% stanowiły: karlik większy *P. nathusii*, nocek duży *Myotis myotis*, karlik drobny *P. pygmaeus*, nocek Natterera *M. nattereri*, mopek *Barbastella barbastellus*, borowiaczek *N. leisleri*, mroczek poźlocisty *E. nilssonii* i mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus*. Spośród 4 grup gatunków najliczniejsza była NEV (borowce i mroczki), następnie MSP (nocki), PSP (karliki) i PLE (gacki).

Tabela 1.

Łączna liczba przelotów (N) gatunków i grup gatunków nietoperzy zarejestrowana na wszystkich 120 powierzchniach doświadczalnych

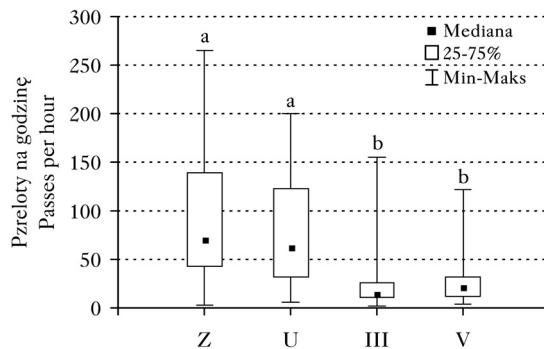
Number of passes (N) of bat species (gatunek) or group (grupa) recorded on all 120 sample plots

Akronim Acronym	Kategoria Category	Gatunek nietoperza lub grupa gatunków Bat species or group of species	N	%N
Nnoc	gatunek	borowiec wielki <i>Nyctalus noctula</i>	13 719	71,5
NEV	grupa	<i>Nyctalus</i> spp./ <i>Eptesicus</i> spp./ <i>Vespertilio murinus</i>	2 817	14,7
Ppip	gatunek	karlik malutki <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	874	4,6
MSP	grupa	<i>Myotis</i> spp.	460	2,4
Eser	gatunek	mroczek późny <i>Eptesicus serotinus</i>	334	1,7
Pnat	gatunek	karlik większy <i>Pipistrellus nathusii</i>	208	1,1
PSP	grupa	<i>Pipistrellus</i> spp.	119	0,6
Mmyo	gatunek	nocek duży <i>Myotis myotis</i>	51	0,3
PLE	grupa	<i>Plecotus</i> spp.	50	0,3
Ppyg	gatunek	karlik drobny <i>Pipistrellus pygmaeus</i>	34	0,2
Mnat	gatunek	nocek Natterera <i>Myotis nattereri</i>	32	0,2
Bbar	gatunek	mopek <i>Barbastella barbastellus</i>	3	<0,1
Nlei	gatunek	borowiaczek <i>Nyctalus leisleri</i>	3	<0,1
Enil	gatunek	mroczek poźlocisty <i>Eptesicus nilssonii</i>	1	<0,1
Vmur	gatunek	mroczek posrebrzany <i>Vespertilio murinus</i>	1	<0,1
IND	–	nieoznaczone gatunki	476	2,5

Aktywność nietoperzy na zrębach była istotnie wyższa niż w drzewostanach średniowiekowych ($p < 0,001$) i dojrzałych ($p < 0,001$). Podobnie na uprawach była również istotnie wyższa niż w drzewostanach średniowiekowych ($p < 0,001$) i dojrzałych ($p < 0,01$). Nie różniła się istotnie pomiędzy zrębami i uprawami oraz pomiędzy drzewostanami średniowiekowymi i dojrzałymi (ryc. 1).

Analizując poszczególne gatunki i grupy, wykazano, że aktywność borowca wielkiego (Nnoc), karlika malutkiego (Ppip), karlika większego (Pnat) oraz grupy NEV (borowce i mroczki) była istotnie wyższa na uprawach i zrębach niż w drzewostanach starszych. Z kolei istotnie wyższą aktywność w drzewostanach dojrzałych w stosunku do upraw odnotowano w przypadku grupy nieoznaczonychnocków MSP. Większą aktywność w drzewostanach starszych wykazywały także nocek Natterera (Mnat) i grupa PLE (gacki), ale różnice nie były istotne statystycznie (tab. 2).

Silniejsze preferencje w wyborze starszych drzewostanów (III i V klasy wieku) jako miejsc żerowania wykazywał nocek Natterera (Mnat) oraz grupy PLE (gacki) i MSP (nocki). Natomiast obszary otwarte (zręby i uprawy) preferowały: borowiec wielki (Nnoc), karlik większy (Pnat),



Ryc. 1.

Aktywność nietoperzy w zależności od fazy rozwojowej drzewostanu (oznaczenia jak w tabeli 2)

Activity of bats with regard to the stand growth stage (denotes as in table 2)

Różne litery oznaczają różnice istotne statystycznie dla $p < 0,05$
Different letters indicate statistical significance at $p < 0,05$

Tabela 2.

Średnia (\pm błąd standardowy) liczba przelotów nietoperzy na godzinę dla gatunków i grup gatunków (oznaczenia jak w tabeli 1) w zależności od fazy rozwojowej drzewostanu

Mean (\pm standard error) number of bat passes per hour for species and groups (denotes as in table 1) with regard to the growth stage

	Zrąb (Z) Clear-cut	Uprawa (U) Plantation	Średniowiekowy (III) Mid-aged	Dojrzały (V) Mature
Nnoc	67,07 \pm 9,61a	53,68 \pm 8,69a	15,26 \pm 4,62b	16,43 \pm 4,24b
NEV	14,59 \pm 3,59a	10,71 \pm 2,21a	2,06 \pm 0,60b	3,94 \pm 0,79b
Ppip	4,16 \pm 1,08a	3,26 \pm 1,08a	0,98 \pm 0,26b	1,32 \pm 0,30b
MSP	1,14 \pm 0,22	0,54 \pm 0,12a	1,43 \pm 0,27	1,99 \pm 0,33b
Eser	1,31 \pm 0,42	1,50 \pm 0,42	0,16 \pm 0,05	0,74 \pm 0,31
Pnat	1,41 \pm 0,33a	0,63 \pm 0,18	0,08 \pm 0,03b	0,19 \pm 0,08b
PSP	0,56 \pm 0,23	0,37 \pm 0,11	0,12 \pm 0,05	0,24 \pm 0,10
Mmyo	0,10 \pm 0,05	0,16 \pm 0,08	0,10 \pm 0,05	0,21 \pm 0,10
PLE	0,03 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,24 \pm 0,09	0,26 \pm 0,10
Ppyg	0,09 \pm 0,04	0,11 \pm 0,05	0,12 \pm 0,05	0,06 \pm 0,02
Mnat	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,11 \pm 0,05	0,20 \pm 0,07
Razem Total	91,9 \pm 11,96a	71,86 \pm 9,57a	21,88 \pm 5,33b	27,48 \pm 5,03b

Uwzględniono gatunki i grupy o łącznej liczebności przelotów większej niż 30. Różne litery oznaczają różnice istotne statystycznie dla $p < 0,05$

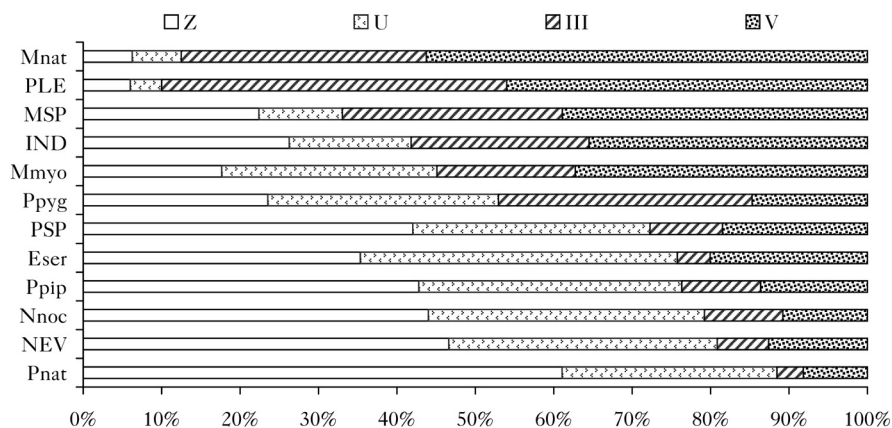
Bat species and groups with total number of passes over 30 were included. Different letters indicate statistical significance at $p < 0,05$

karlik malutki (Ppip), mroczek późny (Eser) i grupa NEV (borowce i mroczki). Niektóre gatunki, jak nocek duży (Mmyo) i karlik drobny (Ppyg), nie wykazywały wyraźnych preferencji w wyborze środowiska żerowania (ryc. 2).

Dyskusja

W czterech badanych fazach rozwojowych drzewostanów sosnowych aktywność nietoperzy była istotnie wyższa na terenach otwartych (zręby i uprawy) niż w drzewostanach starszych (średniowiekowe i dojrzałe). Zarówno zręby, jak i uprawy można traktować jako tereny otwarte, gdyż zręby były całkowicie pozbawione drzew, natomiast na uprawach rosły drzewa (sadzonki) poniżej 1 m wysokości i żerowanie nietoperzy odbywało się tam ponad nimi na otwartej przestrzeni. Drzewostany średniowiekowe (III klasa wieku) i dojrzałe (V klasa wieku) miały natomiast budowę typową dla jednopiętrowych drzewostanów sosnowych. Otwarta przestrzeń w strefie pni drzew pomiędzy gruntem a zwartą warstwą koron pozwalała nietoperzom na żerowanie wewnątrz drzewostanów.

Wyższą aktywność nietoperzy na zrębach, polanach, lukach i innych terenach otwartych w stosunku do wnętrza drzewostanów wykazało wielu autorów [Menzel i in. 2002, 2005; Tibbels, Kurta 2003; Kusch i in. 2004; Loeb, O'Keefe 2006]. Jednak opinie na temat głównej przyczyny tego zjawiska są podzielone. Niektórzy autorzy różnicę aktywności pomiędzy tymi środowiskami wiązali z dostępnością pokarmu. Przeprowadzone badania potwierdziły, że zagęszczenie owadów w powietrzu wpływa na aktywność nietoperzy [Loeb, O'Keefe 2006; Morris i in. 2010; Charbonnier i in. 2014]. Uzyskano jednak bardzo różne wyniki odnośnie do tego, w którym z tych środowisk występuje więcej owadów. Niektórzy autorzy stwierdzili większą dostępność owadów na obszarach otwartych [Lunde, Harestad 1986; Tibbels, Kurta 2003], inni natomiast we wnętrzu drzewostanów [Kalcounis, Brigham 1995; Grindal, Brigham 1999; Menzel i in. 2005; Müller i in. 2012] lub na jego obrzeżach [Morris i in. 2010]. Część badań wykazała, że struktura drzewostanu jest czynnikiem w większym stopniu wpływającym na aktywność nietoperzy niż dostępność owadów [Menzel i in. 2005; Loeb, Waldrop 2008; Morris i in. 2010; Titchenell i in. 2011; Dodd i in. 2012]. Potwierdzeniem tego może być obserwacja, że bezpośrednio po wykonaniu zrębu



Ryc. 2.

Aktywność gatunków i grup gatunków nietoperzy (oznaczenia jak w tabeli 1) w zależności od fazy rozwojowej drzewostanu (oznaczenia jak w tabeli 2)

Activity of different bat species and groups (denotes as in table 1) with regard to the stand growth stage (denotes as in table 2)

wrosła na nim aktywność nietoperzy, mimo że dostępność owadów pozostała na niezmiennym poziomie [Kusch i in. 2004].

Kolejnym analizowanym zagadnieniem był wiek drzewostanów. W niniejszych badaniach porównywana była aktywność nietoperzy dla czterech faz rozwojowych drzewostanów sosnowych. Ponieważ we wnętrzu drzewostanu nietoperze rejestrowane były jedynie w dwóch fazach rozwojowych (III i V klasy wieku), to tylko te powierzchnie badawcze można było porównywać jako drzewostany różniące się wiekiem. Uzyskane wyniki nie wykazały istotnych różnic między drzewostanami średniowiekowymi (III klasa wieku) i dojrzałymi (V klasa wieku). Natomiast w wielu innych badaniach stwierdzono większą aktywność nietoperzy w drzewostanach dojrzałych [Crampton, Barclay 1998; Humes i in. 1999; Kalcounis i in. 1999; Hogberg i in. 2002; Patriquin, Barclay 2003; Elmore i in. 2005; Menzel i in. 2005; Lacki i in. 2007; Adams i in. 2009].

Crampton i Barclay [1998] uznali, że większa aktywność nietoperzy w starszych drzewostanach może być wynikiem większej dostępności owadów. W kilku badaniach wykazano jednak, że wiek drzewostanu w niewielkim stopniu jest skorelowany z liczbą owadów [Dodd i in. 2008; Morris i in. 2010; Titchenell i in. 2011]. Innym wyjaśnieniem tego zjawiska może być większa dostępność kryjówek w starszych drzewostanach [Crampton, Barclay 1998; Erickson, West 2003; Menzel i in. 2005; Loeb, O'Keefe 2006]. Wielu autorów skłania się jednak do wyjaśnienia większej aktywności nietoperzy w starszych drzewostanach ich bardziej otwartą strukturą [Crampton, Barclay 1998; Patriquin, Barclay 2003; Menzel i in. 2005; Loeb, O'Keefe 2006; Adams i in. 2009]. Potwierdzeniem tego może być zarejestrowanie w młodszych drzewostanach po wykonanej trzebieży podobnie wysokiego poziomu aktywności nietoperzy jak w drzewostanach starszych [Humes i in. 1999]. Sugeruje to, że to jednak struktura drzewostanu, a nie wiek, jest czynnikiem w największym stopniu wpływającym na aktywność nietoperzy w lasach.

Przy porównywaniu aktywności nietoperzy w różnych środowiskach leśnych należy mieć na uwadze niedoskonałość metod opartych na rejestrowaniu ultradźwięków [Loeb, O'Keefe 2006]. W środowisku otwartym sygnały nietoperzy rozchodzą się bez przeszkód i mogą być rejestrowane z większych odległości, co może zawyżać określaną w ten sposób aktywność tych ssaków. Z drugiej strony nietoperze żerujące wewnątrz drzewostanu używają sygnałów echolokacyjnych o krótszym zasięgu, co z kolei może zaniżać określaną aktywność [Schnitzler, Kalko 2001; Russo, Jones 2003; Froidevaux i in. 2014]. W konsekwencji rzeczywiste różnice aktywności nietoperzy między badanymi środowiskami leśnymi mogą być mniejsze.

W badanych fazach rozwojowych drzewostanów sosnowych stwierdzono 11 gatunków nietoperzy oraz 4 grupy gatunków. Jest to wyraźnie więcej niż w innych tego typu badaniach prowadzonych w lasach sosnowych w różnych częściach świata. Na przykład we Francji zarejestrowano 9 gatunków nietoperzy [Charbonnier i in. 2014], w Chile 4 gatunki [Rodriguez-San Pedro, Simonetti 2015], a w USA 5-9 gatunków [Tibbels, Kurta 2003; Loeb, Waldrop 2008; Hein i in. 2009; Vindigni i in. 2009; Morris i in. 2010; Bender i in. 2015].

Mimo dużej liczby stwierdzonych gatunków zdecydowanym dominantem był borowiec wielki, którego udział wynosił aż 71,5%. W rzeczywistości mógł on być jeszcze wyższy, ze względu na grupę NEV (14,7%), w której ten gatunek prawdopodobnie także licznie występował.

Borowiec wielki to gatunek często spotykany, szeroko rozpowszechniony w Europie, przy tym silnie związany ze środowiskiem leśnym [Ruczyński, Bogdanowicz 2008; Dietz i in. 2009]. Mimo że może żerować w różnych środowiskach, preferuje lasy liściaste, w tym szczególnie lasy podmokłe [Mackie, Racey 2007; Ruczyński i in. 2010], stąd zadziwiający jest tak wysoki jego udział w kompleksach monokultur sosnowych. Zupełnie inny skład gatunkowy nietoperzy zarejestrowano na zajmujących rozległe przestrzenie plantacjach sosny nadmorskiej *Pinus pinaster*

we Francji [Charbonnier i in. 2014]. Dominantem był tam karlik Kuhla *Pipistrellus kuhlii* (35,1%), a udział borowca wielkiego nie przekraczał 1%. Karlik Kuhla był także dominantem (41,9%) w badaniach aktywności obejmujących różne środowiska, w tym leśne, we Włoszech [Russo, Jones 2003]. W badaniach prowadzonych w lasach mieszanych Szwajcarii dominował karlik malutki, którego udział wynosił aż 87,17% [Froidevaux i in. 2014]. Gatunek ten był także najliczniejszym nietoperzem w Irlandii (28,0%) w badaniach obejmujących różne środowiska, w tym lasy [Russ, Montgomery 2002]. W niniejszych badaniach karlik malutki był drugim pod względem liczebności gatunkiem, o udziale 4,6%.

Uzyskane wyniki wskazują, że nawet tak uproszczone ekosystemy jak wielkoobszarowe kompleksy lasów sosnowych mogą pełnić ważną rolę jako miejsca żerowania dla wielu gatunków nietoperzy, a złożona struktura przestrzenna, będąca wynikiem racjonalnej gospodarki leśnej, może być elementem zwiększającym ich atrakcyjność dla nietoperzy.

Wnioski

- ✦ Najwyższą aktywność nietoperzy zarejestrowano na powierzchniach otwartych (zręby i uprawy), co oznacza, że obszary te pełnią ważną rolę jako miejsca żerowania tych ssaków w kompleksach gospodarczych lasów sosnowych użytkowanych rębniami zupełnymi.
- ✦ Najliczniej rejestrowanym gatunkiem na wszystkich typach powierzchni badawczych był borowiec wielki.
- ✦ Poszczególne gatunki nietoperzy osiągały najwyższą aktywność w różnych typach badanych środowisk. W celu zachowania większej różnorodności gatunkowej nietoperzy należy użytkować kompleksy lasów sosnowych w taki sposób, aby występowały tam wszystkie fazy rozwojowe drzewostanów.
- ✦ Z punktu widzenia ochrony nietoperzy należy prowadzić gospodarkę leśną w taki sposób, aby utrzymywać mozaikę różnych faz rozwojowych drzewostanów (w tym obszarów otwartych). Ze względu na dostępność schronień ważne jest także pozostawianie nieużytkowanych fragmentów starszych drzewostanów.

Podziękowania

Składamy serdeczne podziękowania wszystkim osobom uczestniczącym w badaniach, a w szczególności: Jakubowi Góreckiemu, Maurycemu Ignaczakowi, Oktawiuszowi Iwanejce, Pawłowi Oleszkiewiczowi, Tomaszowi Rutkowskiemu, Joannie Skoniecznej, Wojciechowi Stephanowi, Michałowi Stopczyńskiemu, Rafałowi Szufletowi, Urszuli Turek i Dariuszowi Zjawińskiemu. Dziękujemy także pracownikom nadleśnictw, którzy udzielili nam pomocy przy organizacji prac terenowych.

Literatura

- Adams M. D., Law B. S., French K. O. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open- and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management* 258 (9): 2090-2100.
- Ancillotto L., Cistrone L., Mosconi F., Jones G., Boitani L., Russo D. 2015. The importance of non-forest landscapes for the conservation of forest bats: lessons from barbastelles (*Barbastella barbastellus*). *Biodiversity and Conservation* 24 (1): 171-185.
- 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., Bently Wigley T. 2015. Site occupancy of foraging bats on landscapes of managed pine forest. *Forest Ecology and Management* 336: 1-10.
- Brooks R. 2009. Habitat-associated and temporal patterns of bat activity in a diverse forest landscape of southern New England, USA. *Biodiversity and Conservation* 18 (3): 529-545.
- 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): 1-8.

- Ciechanowski M. 2005. Utilization of artificial shelters by bats (*Chiroptera*) in three different types of forest. *Folia Zoologica* 54 (1-2): 31-37.
- Ciechanowski M. 2015. Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research* 61: 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., Nill D. 2009. Nietoperze Europy i Afryki północno-zachodniej. 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.
- Dodd L. E., Lacki M. J., Rieske L. K. 2008. Variation in moth occurrence and implications for foraging habitat of Ozark big-eared bats. *Forest Ecology and Management* 255 (11): 3866-3872.
- Elmore L. W., Miller D. A., Vilella F. J. 2005. Foraging area size and habitat use by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine landscape in Mississippi. *American Midland Naturalist* 153 (2): 405-417.
- Erickson J. L., West S. D. 2003. Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. *Biological Conservation* 109 (1): 95-102.
- Ethier K., Fahrig L. 2011. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 26 (6): 865-876.
- Froidevaux J. S. P., Zellweger F., Bollmann K., Obrist M. K. 2014. Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution* 4 (24): 4690-4700.
- Grindal S. D., Brigham R. M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience* 6 (1): 25-34.
- Guldin J. M., Emmingham W. H., Carter S. A., Saugey D. A. 2007. Silvicultural practices and management of habitat for bats. W: Lacki M. J., Hayes J. P., Kurta A. [red.]. *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: 177-205.
- Hayes J. P., Loeb S. C. 2007. The influences of forest management on bats in North America. W: Lacki M. J., Hayes J. P., Kurta A. [red.]. *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: 207-235.
- Hein C. D., Castleberry S. B., Miller K. V. 2009. Site-occupancy of bats in relation to forested corridors. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1200-1207.
- 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., Colopy M. W. 1999. Bat Activity in Thinned, Unthinned, and Old-Growth Forests in Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management* 63 (2): 553-561.
- Jung K., Kaiser S., Boehm S., Nieschulze J., Kalko E. K. V. 2012. Moving in three dimensions: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology* 49 (2): 523-531.
- Kalcounis M. C., Brigham R. M. 1995. Intraspecific variation in wing loading affects habitat use by little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 73 (1): 89-95.
- 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.
- Kusch J., Weber C., Idelberger S., Koob T. 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica* 53 (2): 113-128.
- Lacki M. J., Cox D. R., Dodd L. E., Dickinson M. B. 2009. Response of northern bats (*Myotis septentrionalis*) to prescribed fires in eastern Kentucky forests. *Journal of Mammalogy* 90 (5): 1165-1175.
- Lacki M. J., Johnson J. S., Dodd L. E., Baker M. D. 2007. Prey consumption of insectivorous bats in coniferous forests of north-central Idaho. *Northwest Science* 81 (3): 199-205.
- 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.
- Loeb S. C., Waldrop T. A. 2008. Bat activity in relation to fire and fire surrogate treatments in southern pine stands. *Forest Ecology and Management* 255 (8-9): 3185-3192.
- Lunde R. E., Harestad A. S. 1986. Activity of little brown bats in coastal forests. *Northwest Science* 60 (4): 206-209.
- Mackie L. J., Racey P. A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (*Nyctalus noctula*): Implications for conservation. *Biological Conservation* 140 (1-2): 70-77.
- Menzel M. A., Carter T. C., Ford W. M., Chapman B. R. 2001. Tree-roost characteristics of subadult and female adult evening bats (*Nycticeius humeralis*) in the Upper Coastal Plain of South Carolina. *American Midland Naturalist* 145 (1): 112-119.
- 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.

- Menzel J. M., Menzel M. A., Kilgo J. C., Ford W. M., Edwards J. W., McCracken G. F. 2005. Effect of habitat and foraging height on bat activity in the Coastal Plain of South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 69 (1): 235-245.
- Miles A. C., Castleberry S. B., Miller D. A., Conner L. M. 2006. Multi-scale roost-site selection by evening bats on pine-dominated landscapes in southwest Georgia. *Journal of Wildlife Management* 70 (5): 1191-1199.
- Miller D. A. 2003. Species diversity, reproduction, and sex ratios of bats in managed pine forest landscapes of Mississippi. *Southeastern Naturalist* 2 (1): 59-72.
- 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.
- Müller J., Mehr M., Baessler 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.
- 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., Barelay R. M. R. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 40 (4): 646-657.
- Perry R. W., Thill R. E., Leslie D. M. Jr. 2008. Scale-dependent effects of landscape structure and composition on diurnal roost selection by forest bats. *Journal of Wildlife Management* 72 (4): 913-925.
- Rodríguez-San Pedro A., Simonetti J. A. 2015. Does understory clutter reduce bat activity in forestry pine plantations? *European Journal of Wildlife Research* 61 (1): 177-179.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2008. Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N-leisleri*: A multiscale analysis. *Journal of Mammalogy* 89 (4): 942-951.
- 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.
- Russ J. M., Montgomery W. I. 2002. Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation* 108 (1): 49-58.
- Russo D., Jones G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26 (2): 197-209.
- Schnitzler H. U., Kalko E. K. V. 2001. Echolocation by insect-eating bats. *Bioscience* 51 (7): 557-569.
- 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.
- Titchenell M. A., Williams R. A., Gehrt S. D. 2011. Bat response to shelterwood harvests and forest structure in oak-hickory forests. *Forest Ecology and Management* 262 (6): 980-988.
- Vindigni M. A., Morris A. D., Miller D. A., Kalcounis-Rueppell M. C. 2009. Use of modified water sources by bats in a managed pine landscape. *Forest Ecology and Management* 258 (9): 2056-2061.
- Walsh A. L., Mayle B. A. 1991. Bat activity in different habitats in mixed lowland woodland. *Myotis* 29: 97-104.
- Wermundsen T., Siivonen Y. 2008. Foraging habitats of bats in southern Finland. *Acta Theriologica* 53 (3): 229-240.
- Zar J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5th ed. Pearson Educational, Upper Saddle River, NJ.
- Zasady hodowli lasu. 2012. Załącznik do Zarządzenia nr 53 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. CILP, Warszawa.