

JAROSŁAW WIĄCEK, MAREK KUCHARCZYK, MARCIN POLAK,  
HALINA KUCHARCZYK

## Wpływ hałasu drogowego na ptaki leśne – eksperyment z wykorzystaniem budek lęgowych

Influence of road traffic on woodland birds – an experiment with using of nestboxes

### ABSTRACT

Wiącek J., Kucharczyk M., Polak M., Kucharczyk H. 2014. Wpływ hałasu drogowego na ptaki leśne – eksperyment z wykorzystaniem budek lęgowych. Sylwan 158 (8): 630-640.

We investigated whether high-intensity road traffic affects the nestbox occupancy pattern of secondary hole-nesting birds. Field studies were carried out in two forests in south-eastern Poland (Lasy Janowskie forest and Polichna forest). Both complexes were included in NATURA 2000 network. In our knowledge it was first field experiment on road-traffic noise influence on forest birds, conducted in the Polish environmental conditions. The results of this experiment can be used in work on the impact of road projects on forest birds. Nestboxes were hung at twelve linear transects located perpendicularly to the busy road and they were regularly inspected in 2011-2012. Road noise was measured by use of a digital measurer of sound level at each nestbox. Monitoring the activity of predators on the study area was done with the help of digital trail cameras and experiment with use of artificial nest with eggs. Noise level decreased with distance from the road. In the first year of experiment we observed that the birds settled preferentially habitats in the vicinity of road. However in next season the number of occupied nestboxes was independent from the distance from road. We found that the pressure caused by predators on the study area was very low, creating safer nesting places for birds. Our results provide evidence that these birds are well adapted to cope with anthropogenic noise. Some species of birds preferred nesting in neighbourhood of road.

### KEY WORDS

road traffic noise, hole-nesting birds, habitat quality, predator pressure

### ADDRESSES

Jarosław Wiącek <sup>(1)</sup> – e-mail: [wiacek@hektor.umcs.lublin.pl](mailto:wiacek@hektor.umcs.lublin.pl)  
Marek Kucharczyk <sup>(1)</sup>, Marcin Polak <sup>(1)</sup>, Halina Kucharczyk <sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Zakład Ochrony Przyrody, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej; ul. Akademicka 19; 20-033 Lublin

<sup>(2)</sup> Zakład Zoologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej; ul. Akademicka 19; 20-033 Lublin

## Wstęp

Obserwowany w ostatnich latach gwałtowny rozwój infrastruktury drogowej wywiera negatywny wpływ na środowisko naturalne [McGregor i in. 2008]. Szybka rozbudowa sieci dróg ekspresowych i autostrad w Europie, a ostatnio również w Polsce, odciska piętno na środowisku naturalnym oraz rodzi potrzebę minimalizacji tego zjawiska. Główne skutki tych zmian to przede wszystkim utrata i fragmentacja siedlisk wykorzystywanych przez zwierzęta [Šálek i in. 2010]. Dodatkowe negatywne efekty to bezpośrednie kolizje zwierząt z pojazdami [Orłowski 2005, 2008] oraz silny wzrost zanieczyszczeń i wysokie natężenie hałasu w sąsiedztwie dróg [Rheindt 2003; Parris, Schneider 2009]. Jedną z grup organizmów najbardziej narażonych te niekorzystne zmiany są ptaki [Slabbekoorn, Peet 2003; Slabbekoorn, den Boer-Visser 2006]. Negatywny wpływ hałasu na ptaki

można podzielić na trzy grupy oddziaływań [Dooling, Popper 2007]. Pierwsza to efekty fizjologiczne i behawioralne, które mogą wpływać na procesy fizjologiczne zachodzące w organizmach ptaków, co w konsekwencji wywołuje zmiany w zachowaniu na różnych etapach ich cyklu życiowego. Druga grupa możliwych efektów to trwałe uszkodzenie narządu słuchu w wyniku długotrwałej ekspozycji na hałas. Trzecia grupa obejmuje negatywne skutki wyrażające się zmniejszonym sukcesem rozrodczym lub zmianami w preferencji przy wyborze miejsca na gniazdo. Hałas drogowy może również wywoływać zmiany w natężeniu i częstotliwości śpiewu w okresie lęgowym [Rheindt 2003]. Trudności w komunikacji głosowej pomiędzy osobnikami wywołane przez hałas drogowy wydają się być jednym z głównych problemów funkcjonowania ptaków w hałaśliwym otoczeniu [Brumm 2004; Bayne i in. 2008]. Główne funkcje śpiewu ptaków związane są z zajęciem terytorium i przywabianiem partnera przed przystąpieniem do rozrodu [Blickley i in. 2012]. Hałas, poprzez utrudnienia w komunikacji między osobnikami, może wywoływać problemy z zajęciem siedliska przez ptaki [Wiley, Richards 1982]. Inne czynniki, takie jak rodzaj lokalnego klimatu (suchy lub wilgotny) oraz struktura roślinności, mogą mieć istotny wpływ na odbiór śpiewu przez osobniki funkcjonujące w warunkach hałasu drogowego [Goodwin, Shriver 2011]. Jest to szczególnie widoczne w lasach, gdzie zagęszczenie drzew i krzewów oraz ich rodzaj (gatunki drzew iglastych i liściastych) może zasadniczo wpłynąć na głębokość penetracji lasu przez hałas i powodować duże różnice sezonowe, związane np. z utratą liści w zimie. Inną ważną konsekwencją funkcjonowania ptaków w pobliżu dróg jest tłumienie ważnych sygnałów biologicznych przez hałas drogowy [Slabbekoorn, Peet 2003; Slabbekoorn, den Boer-Visser 2006]. Maskowanie sygnałów związanych z obroną terytorium lub z wyborem partnera może mieć w konsekwencji negatywny wpływ na sukces lęgowy i reprodukcję w danym sezonie rozrodczym [Brumm, Slabbekoorn 2009; Blickley i in. 2012]. Gatunki ptaków, które emitują dźwięki o niskiej częstotliwości, są szczególnie narażone na negatywny wpływ hałasu [Francis i in. 2011; Goodwin, Shriver 2011]. Innym łatwo mierzalnym efektem wpływu hałasu na ptaki jest zmiana zagęszczeń lęgowych przy drodze. Większość gatunków reaguje spadkiem liczebności osobników i zagęszczeń lęgowych przy drogach [Reijnen i in. 1995], są jednak i takie, które znane są z wyższych zagęszczeń lęgowych w pobliżu dróg [Clark, Karr 1979; Ferris 1979; Adams, Geis 1981]. Zazwyczaj jest to związane z bogatszą strukturą roślinności na poboczach dróg i występowaniem „efektu brzegowego” lub „efektu krawędzi” [Ferris 1979, Kuitunen i in. 2003; Benitez-López i in. 2010]. Niektóre wyniki wskazują, że zagęszczenie ptaków na peryferiach lasu może osiągnąć wartości o 40% wyższe niż w głębi kompleksu [Helle 1983]. Wynika to z wyższego zagęszczenia bezkręgowców na skraju lasu [Helle, Muona 1985]. Niektóre badania wykonane na muchołówkach żałobnych *Ficedula hypoleuca* osiedlających się w skrzynkach lęgowych wskazują, że ptaki te preferują siedliska położone w odległości 50-100 metrów od skraju lasu [Huhta i in. 1999]. Należy tu także dodać, że ważnym czynnikiem wpływającym na populacje lęgowe ptaków leśnych w pobliżu dróg jest drapieżnictwo gniazdowe. Drapieżniki chętniej penetrują skraje siedlisk niż ich wnętrza [Kuitunen, Helle 1988]. Większe zagęszczenie ptasich gniazd na skrajach lasów przyciąga drapieżniki, które szukają łatwiejszej zdobyczy [Ratti, Reese 1988]. Z drugiej jednak strony, z uwagi na hałas oraz stres spowodowany przez pojazdy, niektóre drapieżniki mogą unikać penetracji siedlisk w sąsiedztwie dróg. Powstają w ten sposób bezpieczniejsze miejsca lęgowe dla ptaków [Pescador, Peris 2007].

Zasadniczym celem naszych badań było wyjaśnienie, czy ruch drogowy i hałas pochodzenia antropogenicznego wpływają na zajęcie budek lęgowych przez populacje leśnych ptaków w pobliżu ruchliwej drogi oraz zbadanie, czy typ siedliska i struktury lasu może mieć wpływ na zajęcie budek przez ptaki. Dodatkowym celem pracy było określenie wpływu drapieżników na

łęgi ptaków na badanym obszarze. Istotne było również dostarczenie wyników prac uzyskanych w polskich warunkach siedliskowych inwestorom drogowym i przyrodnikom opracowującym raporty oddziaływania na środowisko.

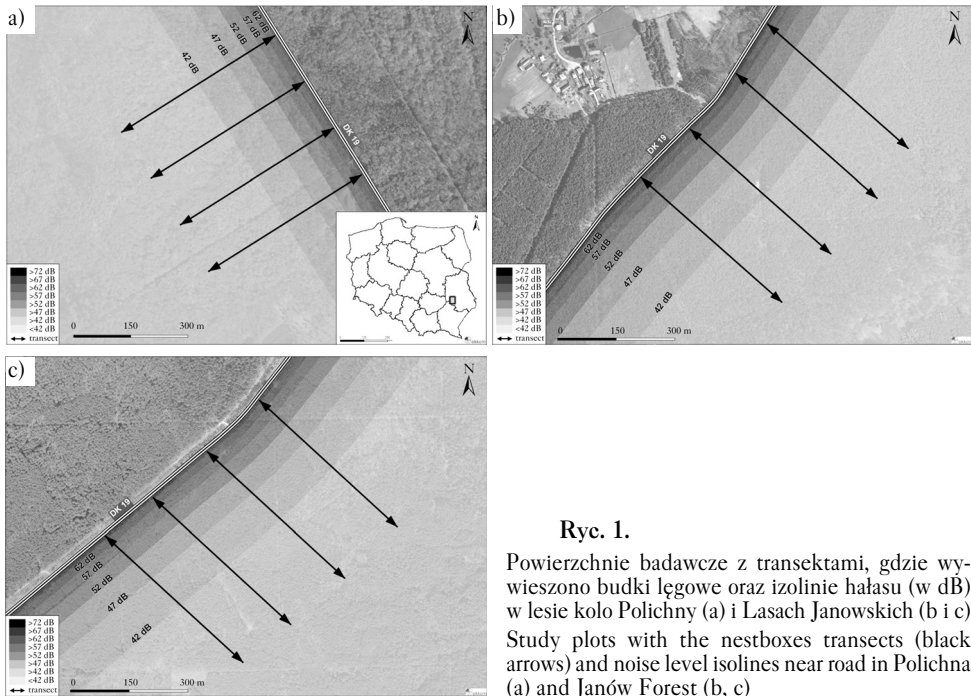
## Teren badań

Eksperyment przeprowadzono w lasach południowo-wschodniej Polski, włączonych do sieci NATURA 2000. Obszar badań znajdował się w dwóch kompleksach leśnych Lubelszczyzny: PLB 060005 Lasy Janowskie (N 50°41'–27' E 22°17') i lesie Polichna PLH 060078 (N 50°50' E 22°16'). Lasy Janowskie to rozległy kompleks leśny położony na płaskim terenie urozmaiconym przez pagórkowate wydmy. Dominującym drzewostanem są tu lasy sosnowe, natomiast w dolinach rzek – olchowe. Główny gatunek drzewostanu to sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, w mniejszym stopniu brzoza brodawkowata *Betula pendula*, dęby *Quercus* sp., świerk *Picea abies* i jodła pospolita *Abies alba*. Las Polichna to znacznie mniejszy kompleks leśny położony w krajobrazie rolniczym. Rzeźba terenu jest tu bardziej zróżnicowana, ponieważ grzbiety wzniesień są poprzecinane wąwozami i dolinkami. Głównym gatunkiem budującym drzewostan jest buk zwyczajny *Fagus sylvatica*. Wśród zespołów roślinnych tworzących drzewostan i dominujących w tym kompleksie leśnym należy wymienić: *Dentario glandulosae-Fagenion*, *Galio odorati-Fagenion*, *Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*.

## Materiał i metody

Badania terenowe prowadzono od lutego do lipca w dwóch kolejnych sezonach lęgowych 2011 i 2012 roku wzdłuż drogi krajowej nr 19 między Janowem Lubelskim i Łązką Ordynackim oraz koło Polichny. Według danych Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad z 2010 roku natężenie ruchu na badanym odcinku tej drogi wynosiło 6673 pojazdów silnikowych na dobę. Ograniczenie prędkości na tym odcinku drogi wynosi 90 km/h. W obu kompleksach leśnych, gdzie prowadzono badania, drogi są obustronnie otoczone przez las.

**BUDKI LĘGOWE.** Skrzynki lęgowe wywieszono na dwunastu transektach liniowych, z których cztery znajdowały się w buczynie w kompleksie leśnym Polichna (ryc. 1a), a osiem w zdominowanych przez drzewostan sosnowy Lasach Janowskich (ryc. 1b i 1c). Na każdym transekcie wywieszono szesnaście skrzynek. Skrzynki znajdowały się w odległości 30 m od siebie. Transekty liniowe z budkami umiejscowiono prostopadle do drogi. Pierwsza budka została umieszczona w odległości 30 m, a ostatnia 480 m od krawędzi drogi. Odległości między transektami wynosiły około 200 metrów. Skrzynki lęgowe zostały zawieszono w lutym 2011 roku, a po sezonie lęgowym stare gniazda z budek usunięto. Wszystkie budki miały te same standardowe wymiary: wysokość tylnej ściany – 27 cm, wysokość ściany przedniej – 25 cm, kwadratowa podłoga o boku 13 cm, średnica okrągłego otworu wlotowego – 2,8 cm. Wszystkie ściany były wykonane z nieheblowanych, nieimpregnowanych desek sosnowych o grubości 2,5 cm. Kontrolę budek wykonywano, podnosząc ruchomy dach, który był przymocowany do tylnej ściany przy pomocy zawiasów, a do ścianki czołowej wkrętem. Skrzynki nie były zabezpieczane przed drapieżnikami. Otwory w budkach były skierowane na wschód. Wszystkie budki zostały umieszczone na głównym pniu drzewa na wysokości 3 metrów. W Lasach Janowskich skrzynki zostały zawieszono na sosnach, a w kompleksie Polichna na bukach (gatunki dominujące w drzewostanie na powierzchniach badawczych). Mając na celu ograniczenie „efektu krawędzi”, we wszystkich przypadkach transekty umiejscawiano daleko od skraju lasu. Skrzynki lęgowe były regularnie kontrolowane od kwietnia do lipca w 2011 i 2012 roku. Zajęcie budek przez ptaki oceniano,



Ryc. 1.

Powierzchnie badawcze z transektami, gdzie wieszono budki lęgowe oraz izoliny hałasu (w dB) w lesie koło Polichny (a) i Lasach Janowskich (b i c) Study plots with the nestboxes transects (black arrows) and noise level isolines near road in Polichna (a) and Janów Forest (b, c)

przyjmując dwa kryteria: (i) gniazdo – budka z materiałami przyniesionymi przez ptaki, (ii) lęg – gniazdo z co najmniej jednym złożonym jajem.

**POMIARY POZIOMU HAŁASU.** Dla określenia modelu rozprzestrzeniania się hałasu na obszarze badań, gdzie rozwieszono budki, stosowano równoległe dwie różne metody pomiaru: 1) bezpośredni pomiar poziomu hałasu przy każdej skrzynce lęgowej, 2) stworzenie modelu mapy akustycznej dla powierzchni badawczych. W pierwszej metodzie hałas mierzone za pomocą cyfrowego miernika poziomu dźwięku CHY 650. Pomiar przy każdej budce lęgowej trwał 5 minut. Notowano maksymalny poziom dźwięku. Na każdej powierzchni badawczej w Lasach Janowskich oraz w lesie koło Polichny wykonano dwie pełne serie pomiarów. Pomiary wykonano 27 kwietnia 2011 roku w Lasach Janowskich oraz 28 kwietnia 2011 roku w kompleksie leśnym Polichna. Pomiary powtórzono 16 maja 2011 roku w Lasach Janowskich i 19 maja 2011 roku w lesie koło Polichny. Obie pomiary zostały przeprowadzone w porównywalnych warunkach: w dni powszednie podczas godzin porannych i popołudniowych w stabilnych warunkach atmosferycznych (bez opadów lub silnych wiatrów). Dla terenu badań wykonano mapę akustyczną opracowaną w oparciu o wykonane pomiary (ryc. 1). Modelowanie akustyczne zostało wykonane przez firmę EKKOM Sp. z o.o. za pomocą następujących przyrządów pomiarowych: miernik poziomu dźwięku (SVANTEK typ SVAN 945A, typ SVAN 955 i typ Brüel i Kjaer 2238), mikrofony (typ 40AN, typ ACO 7052A, rodzaj Brüel i Kjaer 4188) oraz kalibrator akustyczny (typ RION NC-74). Pomiary wykonano przy dobrej pogodzie bez opadów oraz przy prędkości wiatru nieprzekraczającej 3,0 m/s. W celu obliczenia natężenia hałasu ruchu drogowego użyto francuskiej metody obliczeń „NMPB-Routs-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)”, opisaną we francuskim dzienniku urzędowym z 10 maja 1995 roku jako „French standard” XPS 31-133, aprobowanej przez GDDKiA w Polsce.

POMIARY SIEDLISKOWE. Aby zminimalizować możliwość wystąpienia „efektu krawędzi”, wybrane powierzchnie badawcze umiejscawiano w głębi kompleksów leśnych. Skład i strukturę roślinności w sąsiedztwie każdej budki lęgowej oceniano przy pomocy kilkunastu parametrów siedliskowych.

PRESJA DRAPIEŻNIKÓW. Monitorowanie aktywności drapieżników przy budkach lęgowych zostało wykonane przy pomocy aparatów cyfrowych (fotopułapek) firmy Ecotone. W badaniach wykorzystano dwa modele fotopułapek: HE-30 (6 szt.) oraz SG-5210 (3 szt.). Urządzenia zaprogramowano do pracy całodobowej. Fotopułapki umieszczono przy 6 budkach z lęgami sikory bogatki, 2 budkach z lęgami muchołówki żałobnej oraz jednej z lęgiem sikory sosnowki. Fotopułapki rejestrowały aktywność rodziców przy gniazdach w drugiej połowie maja, kiedy wykłute pisklęta znajdowały się już w większości budek lęgowych. Wszystkie urządzenia cyfrowe zostały zawieszono 19 maja 2011 roku i pracowały aż do wyczerpania baterii (7 do 10 dni). Każda fotopułapka znajdowała się na drzewie naprzeciw wlotu do budki lęgowej w odległości kilku metrów, tak aby uniknąć niepokojenia ptaków w okresie lęgowym. Ponadto, w celu określenia aktywności drapieżników na badanym terenie, przeprowadzono eksperyment z wyłożeniem na ziemi sztucznych gniazd z użyciem jaj przepiórki. Na czterech transektach, w równych odległościach wynoszących 60 m, wykładano na ziemi jedno jajko przepiórki. Eksperyment rozpoczął się 2 czerwca 2011 roku i zakończył 1 lipca 2011 roku, kiedy określono przeżywalność umieszczonych jaj.

ANALIZA DANYCH. Zależność między poziomem zajęcia budek a odległością od drogi oraz zróżnicowaniem roślinności analizowano z wykorzystaniem korelacji Spearmana. Analizę rozkładu hałasu wykonano z zastosowaniem testu ANOVA. Analizy siedliskowe wykonano z użyciem metody analizy głównych składowych PCA. Wszystkie obliczenia zostały wykonane przy pomocy programu STATISTICA 6.0 oraz pakietu statystycznego MVSP. Na przeprowadzenie badań otrzymano stosowne zezwolenia RDOŚ w Lublinie, Nadleśnictwa w Janowie Lubelskim oraz Nadleśnictwa w Kraśniku.

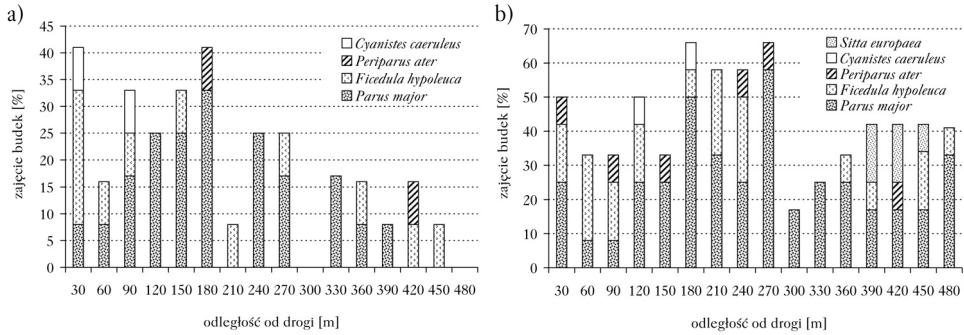
## Wyniki

W wywieszonych budkach stwierdzono lęgi następujących gatunków ptaków: bogatki *Parus major*, muchołówki żałobnej *Ficedula hypoleuca*, sosnowki *Periparus ater*, modraszki *Cyanistes caeruleus* i kowalika *Sitta europaea*. Najliczniejszymi gatunkami były bogatka i muchołówka żałobna (tab. 1). W pierwszym roku badań ptaki gnieździły się w różnych odległościach od krawędzi drogi, ale jednak preferowały jej sąsiedztwo (ryc. 2a). Nasze obserwacje wykazały, że gatunkami wykazującymi preferencję dla sąsiedztwa ruchliwej drogi były modraszka i muchołówka żałobna. Zaobserwowano, że z powodu zwiększenia odległości od krawędzi jezdni zajęcie

Tabela.

Liczba i odsetek budek zajętych przez ptaki gnieździące się na transektach koło drogi DK 19  
Number and share of nestboxes occupied by hole-nesting birds on transects near road DK 19

	2011		2012	
	Gniazda	Lęgi	Gniazda	Lęgi
<i>Parus major</i>	23 (60%)	11 (61%)	49 (60%)	24 (57%)
<i>Ficedula hypoleuca</i>	11 (30%)	4 (22%)	20 (24%)	7 (17%)
<i>Periparus ater</i>	2 (5%)	2 (11%)	6 (7%)	5 (12%)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2 (5%)	1 (6%)	2 (3%)	2 (5%)
<i>Sitta europaea</i>	0 (0%)	0 (0%)	5 (6%)	4 (9%)
Razem	38 (100%)	18 (100%)	82 (100%)	42 (100%)



Ryc. 2.

Poziom zajęcia budek lęgowych przez ptaki w zależności od odległości od krawędzi drogi w 2011 (a) i 2012 roku (b)

Nestbox occupation rate by secondary hole-nesting birds in relation to distance from the road edge in 2011 (a) and 2012 (b)

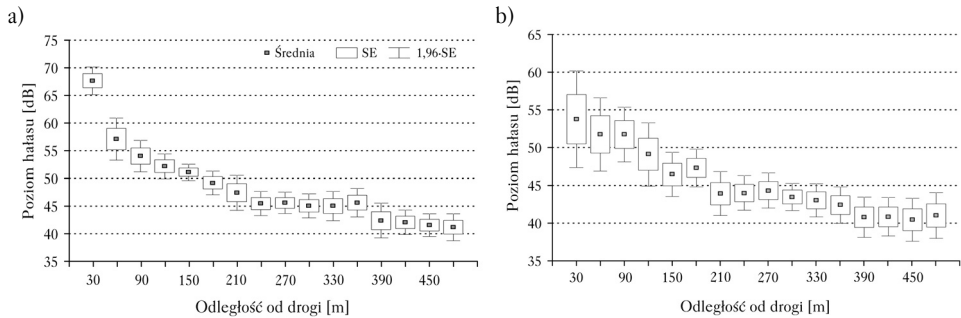
budek zmniejszało się statystycznie istotnie ( $r_s = -0,65$ ;  $p < 0,01$ ;  $n = 16$ ). Analiza danych z 2012 roku wykazała odmienny wzorzec zajęcia budek. Liczba zajętych budek lęgowych była niezależna od odległości od krawędzi drogi ( $r_s = -0,15$ ;  $p = 0,58$ ;  $n = 16$ ; ryc. 2b).

Pomiary hałasu wykonane dwiema metodami pokazały podobny wzór rozprzestrzeniania się hałasu w lesie, gdzie wykonywano badania. Poziom hałasu zmniejszał się wraz ze wzrostem odległości od drogi. Maksymalny poziom hałasu w pierwszych punktach pomiarowych przy drodze wyniósł do 73,8 dB w kwietniu i 72 dB w maju. W najbardziej odległych od drogi punktach pomiarowych hałas miał wartość do 49,2 dB w kwietniu i 50,2 dB w maju. Analiza rozkładu hałasu wykazała znaczące zmniejszenie natężenia hałasu wraz ze wzrostem odległości od drogi w obu seriach pomiarów w kwietniu (ANOVA,  $F_{15,176} = 28,84$ ;  $p < 0,001$ ; ryc. 3a) oraz w maju (ANOVA,  $F_{15,176} = 6,53$ ;  $p < 0,0001$ ; ryc. 3b). Rycina 1 przedstawia mapy akustyczne oraz model rozprzestrzeniania się hałasu na całym terenie badań. Izolinie leżą równolegle do drogi, a pierwszy rząd skrzynek przy skraju drogi zbiega się z izolinią 62 dB.

Różnorodność roślinności w sąsiedztwie budek lęgowych została przedstawiona na rycinie 4. Rozkład punktów wzdłuż osi 1 i 2 sugeruje małą różnorodność struktury i składu roślinności. Następujące parametry były korelowane z odległością od drogi: zwarcie koron drzew (COVA), pokrycie warstwy krzewów (COVB), pokrycie i wysokości warstwy runa (COVC, HERB), średnica drzew – pierśnica (DIA), liczba zamartwych drzew (DEAD), liczba powalonych drzew (FALL) i powierzchnia stojących wód (WAT) ( $-0,31 \leq r_s \leq 0,52$ ;  $p < 0,05$ ). Lokalizacja budek z lęgami w obszarze dwóch pierwszych osi PCA nie była skorelowana z żadnym z parametrów opisujących strukturę i pokrycie roślinności (ryc. 4). Dodatkowo potwierdzają to wyniki współczynnika Spearmana, które są statystycznie nieistotne ( $-0,12 \leq r_s \leq 0,13$ ;  $p > 0,05$ ).

Wykorzystanie fotopułapek do monitorowania budek lęgowych wykazało obecność ptaków i ssaków drapieżnych, które mogły być potencjalnym zagrożeniem dla ptaków dorosłych, jak i ich lęgów w budkach. Jednak presja drapieżników na badanym obszarze był bardzo niska, ponieważ w trakcie kontroli, która trwała łącznie 2612 godzin, przy monitorowanych budkach zanotowano tylko trzy wizyty drapieżników. Analiza zapisu fotopułapek wykazała dwie wizyty kuny *Martes martes* i jedną wizytę myszołowa *Buteo buteo*. Aktywność drapieżników w sąsiedztwie budek nie zakończyła się ich sukcesem z powodu budowy skrzynek lęgowych, gdyż mała średnica otworu wejściowego utrudniała dostęp do jej wnętrza. Również eksperyment z wyłożonymi jajami przepiórki potwierdził, że obszar badań był penetrowany przez drapieżniki, jednak

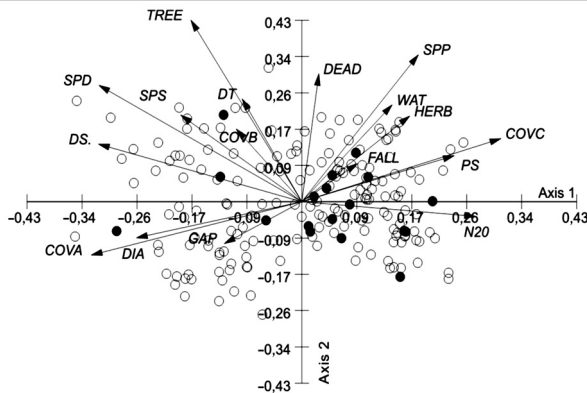




Ryc. 3.

Zmiany hałasu drogowego w zależności od odległości od krawędzi drogi przy kolejnych budkach w kwietniu (a) i maju (b)

Variation in road traffic noise in relation to distance from road edge at nestboxes in April (a) and May (b)



Ryc. 4.

Zróżnicowanie roślinności w pobliżu budek lęgowych

Diversity of vegetation in the vicinity of the nestboxes

budki niezajęte – białe; budki zajęte – czarne  
white – unoccupied nestboxes; black – occupied nestboxes

grabież jaj była bardzo niska. Wśród 32 gniazd z jajami przepiórki aż 29 (90,6%) pozostało nienaruszonych. Te, które zostały splądrowane, znajdowały się w odległości 60 m, 120 m oraz 480 m od pobocza drogi.

## Dyskusja

Wyniki badań zaprezentowane w niniejszej pracy wykazały, że w pierwszym roku badań ptaki chętniej wykorzystywały siedliska w pobliżu drogi. W następnym sezonie liczba zajętych skrzynek lęgowych była niezależna od odległości od krawędzi jezdni. Nasze wyniki z obydwu sezonów badawczych są generalnie zgodne z badaniami z Niemiec [Junker-Bornholdt i in. 1998], środkowej Finlandii [Kuitunen i in. 2003] i Holandii [Halfwerk i in. 2011], które nie wykazały unikania sąsiedztwa dróg przez niektóre ptaki gnieźdzące się w dziuplach lub budkach lęgowych. W pierwszym roku badań, kiedy zajęcie budek było stosunkowo niewielkie, większość ptaków zajmowała siedliska położone bliżej drogi. W drugim sezonie zajęcie budek istotnie wzrosło, jednak budki położone w sąsiedztwie drogi były zajmowane podobnie jak w poprzednim sezonie. Autorzy prac cytowanych powyżej zauważają jednak, że niektóre gatunki, jak muchołówka żałobna i sikora bogatka, które mogą gnieździć się w pobliżu dróg, ponoszą koszty takiego sąsiedztwa. Sukces lęgowy tych ptaków może być niższy, a dodatkowo są narażone na bezpośrednie kolizje z pojazdami. Większość autorów zauważa, że zagęszczenia lęgowe ptaków obniżają się wraz ze skracaniem dystansu do drogi [Reijnen, Foppen 1994]. Tendencja ta wynika z wyższego poziomu hałasu przy drogach, zanieczyszczenia środowiska, zaburzenia widzenia w świetle przejeżdża-

jących pojazdów, maskowania sygnałów lub penetracji ludzkiej. Nasz eksperyment z wykorzystaniem budek nie potwierdza tych obserwacji, gdyż lęgi w budkach czy dziuplach są naturalnie chronione przed niektórymi negatywnymi czynnikami, jak światło czy hałas oraz niekorzystne warunki pogodowe [Wesołowski 2007]. Są jednak prace, które wskazują trendy zgodne z naszymi wynikami [Helle 1983]. W przypadku niektórych gatunków, takich jak kos *Turdus merula*, świergotek drzewny *Anthus trivialis* lub zięba *Fringilla coelebs*, zagęszczenia lęgowe mogą być wyższe przy drogach niż w głębi lasu w związku z wystąpieniem „efektu krawędzi”. Wyniki te można wyjaśnić obfitym występowaniem na brzegu lasu fauny bezkręgowców, stanowiącej bazę pokarmową dla ptaków [Helle, Muona 1985]. Podobne do wyników z drugiego sezonu niniejszych badań są rezultaty prezentowane przez Ferrisa [1979], który nie znalazł różnic w zagęszczeniach ptaków zamieszkujących lasy na poboczach dróg oraz wewnątrz kompleksu. Większość autorów podkreśla zarówno korzyści, jak i koszty wynikające z gnieźdzenia się na krawędzi lasu tuż przy drodze. W Finlandii, podobnie jak w naszym eksperymencie, muchołówki żałobne preferowały siedliska położone bliżej drogi. Wynikało to prawdopodobnie z większej ilości pokarmu dostępnego na skraju lasu [Kuitunen i in. 2003]. Granica dwóch siedlisk zapewnia więcej pokarmu i to najprawdopodobniej jest decydującym czynnikiem w podejmowaniu decyzji o przystąpieniu do lęgów pomimo ryzyka kolizji. Podobne wyniki do naszych badań otrzymano także w Niemczech [Junker-Bornholdt i in. 1998], gdzie autostrady nie wpływały na skład gatunkowy, zajęcie budek lub różne parametry lęgowe u bogatek i modraszek. Niewątpliwą korzyścią gniazdowania przy drodze, podkreślaną przez większość badaczy, jest opisywana powyżej bogatsza baza pokarmowa, jednak kosztem takiego wyboru miejsca rozrodu może być śmierć w kolizji z pojazdami [Orłowski 2005, 2008]. Wielu badaczy podkreśla rolę „efektu krawędzi” jako czynnika decydującego dla gnieźdzenia się ptaków w pobliżu ruchliwych dróg [Ferris 1979; Kuitunen i in. 2003; Benitez-López i in. 2010].

Analiza rozprzestrzeniania się hałasu na powierzchniach, gdzie wywieszono budki, wskazuje na spadek natężenia dźwięku wraz ze wzrostem odległości od drogi oraz mniejsze natężenie hałasu w drugiej części sezonu lęgowego (latem). Obniżony poziom hałasu przy drodze w drugiej połowie sezonu rozrodczego może być wyjaśniony poprzez rozwój liści w warstwie krzewów, które tłumią rozprzestrzenianie się hałasu komunikacyjnego w lesie oraz mniejszym poziomem „tła” wynikającym z mniejszej aktywności głosowej ptaków w tym okresie. Nasze wyniki pokazują, że niektóre gatunki ptaków, takie jak bogatka, modraszka czy muchołówka żałobna, preferują miejsca gniazdowe bliżej dróg, gdyż zapewniają one obfity pokarm, mimo hałasu, zaburzeń widzenia wywołanych światłami pojazdów czy penetracji ludzkiej. Podobne wnioski zostały wyciągnięte w lasach świerkowych położonych wzdłuż dróg o dużym natężeniu ruchu w Finlandii [Kuitunen i in. 2003]. Pomimo znaczącego wpływu roślinności na penetrację lasu przez hałas (im dalej od drogi, tym mniejszy hałas), wyniki naszych badań wykazały brak lub bardzo słaby efekt wpływu struktury i składu roślinności na zajęcie budek lęgowych przez ptaki. Warunki siedliskowe były podobne na całym obszarze, gdzie prowadzono badania i prawdopodobnie inne czynniki były odpowiedzialne za wyjaśnienie zaobserwowanego wzorca zajmowania skrzynek lęgowych. Widać to szczególnie w drugim sezonie badań, kiedy nie było różnic w zajmowaniu budek bliżej lub dalej od drogi, niemniej jednak muchołówki czy modraszki wciąż wybierały bliższe sąsiedztwo drogi. Wyniki te potwierdzają, że niektóre gatunki wyraźnie preferują sąsiedztwo drogi.

Duże natężenie hałasu może mieć różnoraki wpływ na ptaki, czasami zupełnie odmienny niż u ludzi [Dooling, Popper 2007]. U ptaków uszkodzone i zniszczone komórki słuchowe mogą się regenerować. Dodatkowo najnowsze badania wskazują, że szereg gatunków ptaków dobrze



dostosowuje się do hałasu generowanego przez ruch pojazdów przy użyciu szeregu różnych strategii i zmian w swoim zachowaniu [Bermudez-Cuamatzin i in. 2010]. Jednym z tych gatunków jest elastycznie reagująca na hałas bogatka [Junker-Bornholdt i in. 1998]. Zauważono, że bogatki gnieźdzące się w regionach o wysokim natężeniu hałasu zwiększają częstotliwość swojego śpiewu [Slabbekoorn, Peet 2003; Slabbekoorn, den Boer-Visser 2006; Salaberria, Gil 2010]. Zmiana tego parametru wokalizacji ma na celu zwiększenie zdolności do odbioru sygnałów dźwiękowych przez innych osobników tego gatunku w warunkach podwyższonego poziomu hałasu [Goodwin, Shriver 2011]. Również efekt maskowania ważnych biologicznie sygnałów (śpiew w zajęтым terytorium) jest wtedy mniejszy [Francis i in. 2011].

Wyniki naszych badań wskazują na niską presję drapieżników na badanym terenie. Mała liczba odwiedzin drapieżników odnotowanych przez fotopułapki wskazuje, że czynnik ten nie miał istotnego wpływu na lęgi ptaków gniazdujących w budkach. Potwierdza to również eksperyment z jajami przepiórek. Taka sytuacja może dodatkowo zwiększyć atrakcyjność gniazdowania bliżej drogi, gdzie obfitsze zasoby pokarmowe nie były obciążone ryzykiem ataku drapieżnika [Pescador, Peris 2007]. Wiadomo jednak, że ptaki podejmują to ryzyko nawet w przypadku większej drapieżników, gdyż jest rekompensowane przez bogatsze zasoby pokarmowe na poboczach dróg lub na skraju lasu [Forman 1995]. Oprócz presji drapieżników ważnym czynnikiem ograniczającym sukces lęgowy przy drogach jest ryzyko bezpośrednich kolizji z pojazdami [Helle, Muona 1985; Forman 1995]. Niektórzy badacze opisują przypadki śmierci ptaków w kolizji z pojazdem jako efekt „pułapki ekologicznej” wynikającej pośrednio z efektu krawędzi lasu, gdzie pokarm wabi ptaki pomimo ryzyka kolizji [Gates, Gysel 1978]. W trakcie naszych badań obserwowano kilka przypadków całkowitej straty lęgu tuż przed wylotem z budki. Prawie lotne pisklęta zostały znalezione martwe, bez żadnych śladów ataku czy włamania drapieżnika. Okoliczności wskazywały na śmierć głodową. Najprawdopodobniej bezpośrednią przyczyną była utrata jednego lub obojga rodziców w wyniku zderzenia z pojazdem podczas poszukiwaniu pożywienia, na poboczu drogi lub w wyniku ataku drapieżnika. Podobne obserwacje poczyniono w czasie badań w Finlandii [Kuitunen i in. 2003]. Drugi możliwy mechanizm polega na tym, że ruch uliczny może zakłócać łączność głosową rodzic-potomstwo i dorosłe ptaki przestają karmić swoje pisklęta, nie słysząc ich prośb o pokarm [Halfwerk i in. 2011; Leonard, Horn 2012; Schroeder i in. 2012]. Ten mechanizm w przypadku naszych obserwacji wydaje się jednak mało prawdopodobny, ze względu na zanotowany niższy poziom hałasu niż przy drogach ekspresowych w Europie Zachodniej i mniejszy ruch pojazdów na obszarze naszych badań.

Wyniki naszych badań wskazują, że ptaki leśne gnieźdzące się w budkach nie unikają infrastruktury drogowej i są dobrze przystosowane do radzenia sobie w warunkach hałasu drogowego. W przypadku niektórych gatunków zagęszczenia lęgowe mogą być większe przy drogach niż w głębi lasu w związku z wystąpieniem „efektu krawędzi”. Presja drapieżników na terenie, gdzie prowadzono badania, była bardzo niska, co sprzyjało tworzeniu bezpiecznych miejsc lęgowych dla ptaków.

## Podziękowania

Dziękujemy Magdalenie Bienias, Sylwii Zgorzałek i Maciejowi Filipiukowi oraz innym studentom UMCS w Lublinie za pomoc w pracach terenowych. Składamy również podziękowania RDOŚ w Lublinie oraz Nadleśnictwom w Janowie Lubelskim i Kraśniku za okazaną pomoc w przygotowaniu i przeprowadzeniu badań. Szczególne podziękowania kierujemy do Pana Janusza Bohatkiewicza (EKKOM) i Macieja Hałuchy za pomoc w przygotowaniu map akustycznych badanego terenu.

## Literatura

- Adams L. W., Geis A. D. 1981. Effects of highway on wildlife. Report No. FHWA/RD-81/067, Office of Research, Federal Highway Administration, US Department of Administration, Washington.
- Bayne E. M., Habib L., Boutin S. 2008. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal Forest. *Conserv. Biol.* 22: 1186-1193.
- Benitez-López A., Alkemade R., Verweij P. A. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Conserv. Biol.* 143: 1307-1316.
- Bermudez-Cuamatzin E., Rios-Chelen A. A., Gil D., Garcia C. M. 2010. Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biol. Lett.* 7: 36-38.
- Blickley J. L., Blackwood D., Patricelli G. L. 2012. Experimental evidence for the effects of chronic anthropogenic noise on abundance of greater sage-grouse at leks. *Conserv. Biol.* 26: 461-471.
- Brumm H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *J. Anim. Ecol.* 73: 434-440.
- Brumm H., Slabbekoorn H. 2005. Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behaviour* 35: 151-209.
- Clark W. D., Karr J. R. 1979. Effects of highway on red-winged blackbird and horned lark population. *Wilson Bull.* 91: 143-145.
- Dooling R. J., Popper A. N. 2007. The effects of highway noise on birds. The California Dept. of Transportation, Division of Environmental Analysis, Sacramento, California, USA.
- Ferris C. R. 1979. Effect of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *J. Wild Manag.* 43: 421-427.
- Forman R. T. T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge.
- Francis C. D., Ortega C. P., Cruz A. 2011. Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE*, 6, e27052.
- Gates J. E., Gysel L. W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- Goodwin S. E., Shriver W. G. 2011. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conserv. Biol.* 25: 406-411.
- Halfwerk W., Holleman L. J. M., Lessells C. M., Slabbekoorn H. 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *J. Appl. Ecol.* 48: 210-219.
- Halfwerk W., Slabbekoorn H. 2009. A behavioural mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. *Anim. Behav.* 78: 1301-1307.
- Helle P. 1983. Bird communities in open ground-climax forest edges in north eastern Finland. *Oulanka Reports* 3: 39-46.
- Helle P., Muona J. 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in northern Finland. *Silva Fennica* 19: 281-294.
- Huhta E., Jokimaki J., Rahko P. 1999. Breeding success of pied flycatchers in artificial forest edges: the effect of a suboptimal shaped foraging area. *Auk*. 116: 528-535.
- Junker-Bornholdt R., Wagner M., Zimmermann M., Simonie S., Schmidt K. H., Wiltshcko W. 1998. Zum Einflug einer Autobahn im Bau und während des Betriebs auf die Brutbiologie von Kohlmeisen (*Parus major*) und Blaumeisen (*P. caeruleus*). *J. Orn.* 139: 131-139.
- Kuitunen M., Helle P. 1988. Relationship of the common treecreeper *Certhia familiaris* to edge and forest fragmentation. *Orn. Fenn.* 65: 150-155.
- Kuitunen M., Rossi E., Stenroos A. 1998. Do highways influence density of land birds? *Environ Manag.* 22: 297-302.
- Kuitunen M. T., Viljanen J., Rossi E., Stenroos A. 2003. Impact of busy roads on breeding success in Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Environ Manag.* 31: 79-85.
- Leonard M. L., Horn A. G. 2012. Ambient noise increases missed detections in nestling birds. *Biol. Lett.* 8: 530-532.
- McGregor R. L., Bender D. J., Fahrig L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *J. Appl. Ecol.* 45: 117-123.
- Orłowski G. 2005. Factors affecting road mortality of the Barn Swallow *Hirundo rustica* in farmland. *Acta Orn.* 40: 117-125.
- Orłowski G. 2008. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Land Urban Plann.* 86: 153-161.
- Parris K. M., Schneider A. 2009. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society* 14: 29.
- Pescador M., Peris S. 2007. Influence of roads on bird nest predation: An experimental study in the Iberian Peninsula. *Land Urban Plann.* 82: 66-71.
- Ratti J. T., Reese K. P. 1988. Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *J. Wild Manag.* 52: 484-491.
- Reijnen R., Foppen R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird population in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers *Phylloscopus trochilus* breeding close to a highway. *J. Appl. Ecol.* 31: 85-94.
- Reijnen R., Foppen R., ter Braak C., Thiessen J. 1995. The effect of car traffic on breeding bird population in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *J. Appl. Ecol.* 32: 187-202.

- Reijnen R., Foppen R., Meeuwssen H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biol. Conserv.* 75: 255-260.
- Rheindt F. E. 2003. The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *J. Orn.* 144: 295-306.
- Salaberria C., Gil D. 2010. Increase in song frequency in response to urban noise in the great tit *Parus major* as shown by data from the Madrid (Spain) city noise map. *Ardeola* 57: 3-11.
- Schroeder J., Nakagawa S., Cleasby I. R., Burke T. 2012. Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness. *PLoS ONE* 7, doi: 10.1371/journal.pone.0039200.
- Slabbekoorn H., den Boer-Visser A. 2006. Cities change the songs of birds. *Curr. Biol.* 16: 2326-2331.
- Slabbekoorn H., Peet M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.
- Šálek M., Svobodová J., Zasadil P. 2010. Edge effect of low-traffic forest roads on bird communities in secondary production forests in central Europe. *Land Ecol.* 25: 1113-1124.
- Wesołowski T. 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *J. Ornithol.* 148: 395-405.
- Wiley R. H., Richards D. G. 1982. Adaptation for acoustic communication in birds: sound transmission and signal detection, W: Kroodsma D. E., Miller E. H. [red.]. *Acoustic Communication in Birds*, Vol. 1. Academic Press, New York.

## SUMMARY

### Influence of road traffic on woodland birds – an experiment with using of nestboxes

In our study we investigated the influence of the road traffic on the nest box occupancy pattern of secondary hole-nesting birds. The field studies were carried out in two forests in south-east Poland (Lasy Janowskie forest and Polichna forest, fig. 1). Both complexes are included in NATURA 2000 network. The results of this experiment can be used in work on the impact of road projects on forest birds. Nest boxes were occupied by 5 species of birds. Most numerous species were Great Tit and Pied Flycatcher (tab. 1). Nest boxes were hung at twelve linear transects located perpendicularly to the busy road and they were regularly inspected in 2011-2012. Two species of birds: Pied Flycatcher and Blue Tit occupied nest boxes closer to the road. In the first study period nest box occupancy decreased due to distance from the road ( $r_s = -0.65$ ;  $p < 0.01$ ;  $n = 16$ ; fig. 2). In the second period, pattern of occupancy was independent from the distance from the road ( $r_s = -0.15$ ;  $p = 0.58$ ;  $n = 16$ ). The road noise was measured by use of a digital measurer of sound level at each nest box. The level of road noise decreased due to distance from the road (in April: ANOVA,  $F_{15,176} = 28.84$ ;  $p < 0.001$ ; and May: ANOVA,  $F_{15,176} = 6.53$ ;  $p < 0.0001$ ; fig. 3). Monitoring the activity of predators on the study area was done with the help of digital trail cameras and experiment with use of artificial nest with eggs. The predator's pressure was low. Only three artificial nests were destroyed by predators. The habitat and vegetation in the study plots was homogenous ( $-0.12 \leq r_s \leq 0.13$ ;  $p > 0.05$ ; fig. 4). Our results provide evidence that these birds are well adapted to cope with anthropogenic noise and some species of birds preferred nesting in neighbourhood of road.