

Wpływ ruchu lotniczego na ptaki. Część II

Michał Skakuj, Ignacy Kitowski, Dorota Łukasik

Wielokrotnie podkreślano, że najistotniejszym elementem potencjalnego negatywnego oddziaływania statków powietrznych na ptaki jest hałas. Jednak wywołany efekt zależy od wielu czynników, np. wysokości przelotu, typów siedlisk, warunków pogodowych. Ponadto określenie bezpośrednich związków pomiędzy bodźcem a reakcją nie jest proste. Reakcje ptaków mogą dotyczyć wielu typów zachowań, nawet tych nie łączonych ze stresem wywołanym przez przelatujące samoloty (Goudie 2006, Ward et al. 1999). Ponadto należy pamiętać również o tym, że możliwość dostrzeżenia zagrożenia (drapieznika) (np. poprzez widzenie peryferyjne), odgrywa istotną rolę w obronnych reakcjach ucieczki (Martin 2010). Wszystkie te informacje są potencjalnie istotne np. dla monitoringów porealizacyjnych związanych z inwestycjami lotniskowymi, tworzenia planów zadań ochronnych obszarów sieci Natura 2000, czy też planów ochrony gatunków. Niestety, część zaleceń formułowanych przez instytucje opiniujące raporty oddziaływania na środowisko jest bezzasadna i wynika zazwyczaj z braku wiedzy w zakresie relacji pomiędzy ptakami a statkami powietrznymi. Stąd bardzo istotne jest, aby także osoby odpowiedzialne za planowanie i realizację tego typu prac mogły zapoznać się z wnioskami wynikającymi z licznych badań poświęconych tym zagadnieniom. Są to również dane niezbędne dla osób zajmujących się kwestiami ograniczania zagrożeń wynikających z ryzyka kolizji ptaków ze statkami powietrznymi, gdyż dopiero taka wiedza pozwala na optymalny dobór metod i procedur pracy na i w okolicach lotnisk (Skakuj & Kitowski 2011, Skakuj 2014a). Analizy lokalizacji lotnisk wskazują z jednej strony na możliwość negatywnego oddziaływania samolotów na obszary chronione, z drugiej zaś strony na zagrożenie dla ruchu lotniczego związane z chronionymi miejscami znaczących koncentracji ptaków (Skakuj et al. 2014a). Poniżej przedstawiamy najistotniejsze fakty i wyniki prac poświęconych reakcjom ptaków na ruch lotniczy (głównie hałas) w odniesieniu do określonych grup gatunków.

Blaszkodziobe

Blaszkodziobe to grupa ważna dla analiz związanych z lotnictwem z dwóch powodów. Po pierwsze, wiele gatunków (np. bernikla kanadyjska *Branta canadensis*, śnieżyca duża *Anser caerulescens*, gęgawa *A. anser*) wykazuje od wielu lat wyraźny wzrost populacji, jednocześnie zwiększając swoją obecność także w pobliżu siedzib ludzkich (Transport Canada 1999, Dolbeer & Eschenfelder 2003, Austin et al. 2007, Wiehle & Neubauer 2010, Chodkiewicz et al. 2013). Po drugie, wiele z tych gatunków jest sklasyfikowanych w najwyższych poziomach ryzyka związanego z kolizjami ze statkami powietrznymi (MacKinnon et al. 2004, Dolbeer & Seubert 2009, Skakuj et al. 2014). Wynika to zarówno z wielkości poszczególnych gatunków blaszkodziobych, jak również ich zachowań stadnych. Nasilenie zagrożenia w lotnictwie, zarówno cywilnym jak i wojskowym,

w związku ze wzrostem liczebności populacji m.in. bernikli kanadyjskiej, w tym ptaków gniazdujących w bezpośredniej bliskości portów lotniczych, dotyczy nie tylko kontynentu północnoamerykańskiego (Dolbeer 2003, Seamans et al. 2009). W Europie problem z berniklą kanadyjską występuje na południu Szwecji, w Niemczech i na Wyspach Brytyjskich, gdzie gatunek ten notuje wyraźny wzrost populacji (Fox et al. 2010). Inny gatunek gęsi, gęgawa, na skutek gwałtownego wzrostu liczebności, stał się bardzo poważnym problemem dla lotnisk w Holandii, gdzie jest ona notowana licznie również w okresie migracji i zimowania. O powadze problemu świadczą m.in. działania obejmujące użycie letalnych metod mających na celu likwidację i niedopuszczenie do gniazdowania tysięcy par gęgawy wokół lotniska Siphol w Amsterdamie (Anonymous 2011b, 2012, Patijn & Vreeke 2012). Populacja gęgawy wokół tego portu lotniczego była tematem wieloletnich badań poświęconych możliwości ograniczenia zagrożenia dla lotnictwa.

Generalnie dystans reakcji wielu gatunków gęsi na pojawienie się statków powietrznych jest znacząco większy niż innych ptaków. Dotyczy to zarówno okresów (ale i miejsc) pierzenia i migracji, jak i zimowania, kiedy ptaki gromadzą się w wielotysięcznych stadach. Reakcje ptaków uzależnione są zarówno od czynników związanych z ruchem lotniczym (m.in. od typu samolotu, natężenia hałasu, wysokości przelotu, odległości od statku powietrznego), ale także w dużej mierze od biologii danego gatunku, w tym od: okresu fenologicznego, kondycji, płci i wieku ptaków (Ward et al. 2001). Stada ptaków zrywają się do lotu nawet podczas przemieszczania się statków powietrznych na wysokościach powyżej 500 m. Dystans ucieczki jest jeszcze większy w przypadku śmigłowców i sięga nawet ok. 1000 m. Czas potrzebny do powrotu spłoszonych ptaków na miejsce żerowania był najdłuższy w porównaniu do innych czynników płoszących, np. reakcji na motorówki. Na zlotowiskach gęsi w Zatoce Izembek, bernikla czarna *B. bernicla nigricans* reagowała na przeloty samolotów wyraźniej (ok. 75% ptaków) niż bernikla kanadyjska, której jedynie 9% ptaków podrywało się do lotu. Jednak sama reakcja wynikała zarówno z wysokości przelotu, jak i typu samolotu, co związane było z natężeniem hałasu (Ward et al. 1999).

Konsekwencją płoszenia dużych stad ptaków przez statki powietrzne jest mniejsza efektywność żerowania i krótszy czas odpoczynku. W miejscach jesiennych koncentracji częste płoszenia mają istotne konsekwencje dla bilansu energetycznego śnieżycy dużej, powodując m.in. zmniejszanie się wielkości stad (Belanger & Bedard 1990). Płoszenie może mieć także znaczenie w okresie pierzenia lub zimowania (Belien & Brummen 1985, Smit & Visser 1993, Miller 1994, Ward et al. 2001). Potwierdzają to m.in. badania na pierzowiskach gęsi krótkodziobych *A. brachyrhynchos* na Grenlandii, czy też w miejscach jesiennych koncentracji i na pierzowiskach bernikli czarnych na Alasce (Derksen et al. 1982, Mosbech & Glahder 1991, Miller 1994). Ponadto dane o zachowaniach bernikli obrożnej *B. bernicla* na zimowiskach w Europie Zachodniej wskazują na brak habituacji do przelotów statków powietrznych. Częste płoszenie się stad tych ptaków wpływa na ich bilans energetyczny w okresie zimowania i na początku wędrówki wiosennej (White-Robinson 1982, Madsen 1985). Może to negatywnie oddziaływać na kondycję osobników podczas migracji, a także na sukces lęgowy i w efekcie negatywnie kształtować stan populacji (Drewitt 1999).

Przedstawione badania nad gęsiami wskazują na optymalne minimalne wysokości przelotu na poziomie powyżej 500 m, a nawet około 1000 m, w przypadku bardzo dużych stad, szczególnie w okresie pierzenia i migracji. Przeloty poniżej tych wysokości powodują płoszenie ptaków, co przynajmniej dla części gatunków może wiązać się z wyraźnie negatywnym oddziaływaniem (Platteeuw & Henkens 1997, Ward et al. 1999,

Ward et al. 2001, Komenda-Zahner et al. 2003). Dodatkowo stwierdzono zależność stopnia reakcji od wielkości stad, co wynika z efektu podrywania do lotu całego stada przez najmniej odpornego na płoszenie osobnika. Ma to znaczenie dla gęsi, gdyż tworzą one duże, wielogatunkowe stada zarówno w okresie migracji, jak i zimowania. O zagrożeniu można mówić również w miejscach, gdzie wraz ze wzrostem populacji wielu gatunków gęsi, notuje się duże koncentracje tych ptaków, także w Polsce (Madsen 1985, Belanger & Bedard 1989, Fox et al. 2010, Ławicki et al. 2012, Polakowski et al. 2012, Jankowiak et al. 2015). Dlatego też miejsca dużych koncentracji tych ptaków muszą być rozważane zarówno w kontekście ochrony gatunkowej, jak zagrożeń dla ruchu lotniczego.

W przeciwieństwie do gęsi, kaczkę są mniej płochliwe i wykazują słabsze reakcje na ruch lotniczy. Niewielkie negatywne oddziaływanie związane z pojawianiem się statków powietrznych, wpływające na budżet czasowy ptaków, odnotowano dla szeregu zimujących kaczek pływających na wybrzeżach Karoliny Północnej. Badano reakcje brązówki *Anas rubripes*, świstuna amerykańskiego *A. americana*, krakwy *A. strepera* i cyraneczki karolińskiej *A. carolinensis*. Ptaki narażone były na niskie przeloty samolotów wojskowych przy średnim poziomie hałasu 85,1 dB. Prace nad karoliną *Aix sponsa* i kamieniuszką *Histrionicus histrionicus* również wskazują na brak wyraźnych negatywnych efektów ekspozycji na hałas na poziomie do 80 dB. Podkreśla się również znaczną rolę procesu przyzwyczajania się ptaków do hałasu i samolotów (Collazo & Fleming 1993, Conomy et al. 1998a, b, Fleming et al. 2001, Goudie & Jones 2004). Powyższe analizy wskazują, że w wypadku stad kaczek pływających, ale też np. gęgawy, oddziaływanie przelatujących samolotów na ptaki jest znacząco niższe w okresie lęgowym, co związane jest z habituacją ptaków. Natomiast w okresie wędrówek i zimowania kaczki są znacznie bardziej wrażliwe. Potwierdzają to m.in. obserwacje reakcji stad zimujących kaczek, także nurkujących (rodzaje *Melanitta*, *Aythya*, *Clangula*), na przybrzeżnych wodach Bałtyku, na nisko przelatujące (poniżej 150 m n.p.z.) małe samoloty śmigłowe (obs. własne). Jednak w tym przypadku z uwagi na niski poziom hałasu (rzędu 60 dB) zapewne głównym czynnikiem płoszącym było samo pojawienie się przelatującego samolotu. Znaczenie reakcji ucieczki ptaków na zbliżające się obiekty podkreśla Martin (2011).

W Europie północnej, wraz ze wzrostem populacji gatunku, odnotowano kilka bardzo poważnych kolizji z łabędziami krzykliwymi *Cygnus cygnus* (AAIB Bulletin 2001, NB-SAG 2008). W Polsce notowany jest wzrost liczebności blaszkodziobych, zarówno populacji lęgowych, jak i przelotnych oraz zimujących (Kuczyński & Chylarecki 2012, Ławicki et al. 2012, Polakowski et al. 2012). Dotyczy to m.in. gatunków z wyższych grup ryzyka zagrożeń kolizją ze statkami powietrznymi, takich jak krzyżówka *A. platyrhynchos*, gęgawa, łabędź krzykliwy, łabędź niemy *C. olor* (Państwowy Monitoring Flagowych Gatunków Ptaków <http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl>). Istotne miejsca koncentracji, głównie w okresie jesiennym, obejmują obszary Dolin Biebrzy i Narwi (zgrupowania nawet do 100 000–150 000 ptaków w Kotlinie Biebrzańskiej), zbiorniki retencyjne (np. Mietkowski – 45 000, Otmuchowski – 50 000 gęsi), kompleksy stawów (np. w Dolinie Baryczy ok. 90 000 gęsi, Stawy Kiszrowskie 85 000 gęsi) czy wreszcie rozlewiska Ujścia Warty (120 000 gęsi) (Ławicki et al. 2012, Polakowski et al. 2012). Natomiast Zalew Szczeciński oraz Zatoka Gdańska wraz z sąsiadującymi wodami są miejscami koncentracji nawet setek tysięcy ptaków, głównie blaszkodziobych, przede wszystkim w okresie pozalęgowym (Ławicki & Guentzel 2012). Należy także wspomnieć o pierzowiskach, m.in. łabędzi niemych na jez. Łuknajno, gdzie niezdolne do lotu ptaki mogą negatywnie reagować na płoszenie. Zrywające się stada stanowią również bardzo poważne zagrożenie dla nisko lecących statków powietrznych. Dlatego też w Zbiorze Informacji Lotniczych (AIP) zale-

cane są minimalne wysokości lotu nad wybranymi obszarami chronionymi, m.in. z uwagi na znaczne koncentracje ptaków wodnych.

Czaple, kormorany, bociany

W trakcie badań w koloniach czapli, przede wszystkim w Ameryce Północnej (głównie czapli białej *Ardea alba*, modrej *A. herodias*, złotawej *Bubulcus ibis*, trójbarwnej *Egretta tricolor*, śniadej *E. caerulea*) nie stwierdzono negatywnego oddziaływania ruchu lotniczego na zachowanie ptaków oraz ich sukces lęgowy. Ptaki wykazywały bardzo słabe reakcje na przeloty śmigłowców i samolotów nawet na wysokości poniżej 150 m, z prędkościami do ok. 770 km/h (poziom hałasu od 55 do 100 dB) (Kushlan 1979, Black et al. 1984, Air Force 2000). Nie stwierdzono również negatywnych oddziaływań hałasu samolotów na kolonie kormorana krasnolicego *Phalacrocorax pelagicus* (Schreiber & Schreiber 1980). Inne badania podkreślają jednak rolę okresu fenologicznego, kiedy ptaki są eksponowane na bodźce zewnętrzne, oraz zróżnicowanie zarówno co do gatunku, jak i lokalizacji kolonii lęgowych (Frederick & Spalding 1994). Pojawienie się dużych, głośnych samolotów przelatujących nisko nad koloniami ulokowanymi na klifach może powodować fatalne skutki. Bardzo niski przelot dużego turbośmigłowego samolotu transportowego C-130 emitującego znaczny hałas nad kolonią głuptaka *Morus bassanus* w Ailsa Craig (Szkocja), spowodował zniszczenie około 2 tys. jaj (Zonfrillo 1992). Straty te wynikały z panicznej reakcji zrywania się z gniazd i ucieczki. Podobnie negatywne reakcje odnotowano w trakcie badań kolonii czapli siwej *A. cinerea* położonej wtedy w odległości ok. 2 km od lotniska w Dęblinie. Samoloty Iskra, regularnie i celowo przelatujące nisko nad gniazdami (wysokość 50–80 m), powodowały płoszenie dorosłych ptaków. W efekcie zaburzały wysiadywanie i karmienie młodych oraz przyczyniły się do przedwczesnego wylotu piskląt z gniazd. Dodatkowo opuszczanie gniazd przez spłoszone dorosłe ptaki umożliwiło penetrację gniazd przez krukowate, jastrzębia *Accipiter gentilis* oraz kuny. W efekcie spowodowało to spadek rozmiaru kolonii z 85 gniazd w 1983 r. do 23 gniazd w 2000 r., po czym ptaki całkowicie opuściły czapliniec przenosząc się stopniowo na pobliskie jez. Piskory (Kitowski 2001, Kitowski & Krawczyk 2005).

W Polsce gatunkiem ważnym dla bezpieczeństwa operacji lotniczych jest bocian biały *Ciconia ciconia* (Skakuj 2014b). Kolidze statków powietrznych z bocianami nie są częste. W Polsce w ostatnich 10 latach w lotnictwie cywilnym odnotowano zaledwie 3 takie przypadki (w tym dwa na lotnisku w Gdańsku). Ponadto w lotnictwie wojskowym stwierdzono przynajmniej 4 kolizje z bocianami (Skakuj 2014b). Poważne konsekwencje zderzenia z bocianem wynikają zarówno z jego masy (do ok. 4 kg), jak i wielkości (rozpiętość skrzydeł ok. 200 cm) (Snow & Perrins 1998). Tak duże i ciężkie ptaki w przypadku kolizji potrafią spowodować bardzo poważną awarię silników lub znaczące uszkodzenia samolotu. Jak wielka jest energia zderzenia z bocianem może świadczyć całkowite rozbicie pancерnej, kilkucentymetrowej szyby w kabinie myśliwca Mig-21 w efekcie kolizji z bocianem w Polsce (mat. niepubl). Najczęściej obecność bocianów na i w sąsiedztwie lotnisk związana jest z lęgami tych ptaków. Żerujące bociany nie wykazują reakcji ucieczki nawet z odległości ok. 100 m od startujących samolotów odrzutowych (Mig-29), przy poziomym hałasie znacznie przekraczającym 120 dB (obs. własne). Zagrożenie na lotniskach mogą generować również tworzące się tam niekiedy sejmiki bocianie (obs. własne). W analizie zagrożeń należy uwzględnić rozmięszczenie gniazd bociana wokół lotnisk, przynajmniej w tzw. strefie podejścia (Skakuj et al. 2014). Informacja o zagęszczeniu gniazd bocianów jest jeszcze bardziej istotna dla lotnictwa ogólnego. Mniejsze samoloty, latające na

niskich wysokościach (150–300 m nad obszarami niezamieszkanymi), są narażone na zwiększone ryzyko kolizji z bocianami, szczególnie nad terenami o dużym zagęszczeniu populacji lęgowej, np. nad obszarem Natura 2000 Ostoja Warmińska. Świadomość tego typu zagrożeń jest również bardzo istotna dla bezpieczeństwa uczestników popularnych pikników lotniczych na obszarach Warmii i Mazur oraz wschodniej Polski.

Szponiaste i sowy

Reakcje ptaków szponiastych na nisko przelatujące samoloty są zróżnicowane. Zależą m.in. od takich czynników jak dystans do statku powietrznego, długość ekspozycji na hałas, jego natężenie, czy wreszcie liczba przelotów statków powietrznych (Grubb & Bowerman 1997). Większość reakcji obejmuje różne stopnie zaniepokojenia, a w skrajnych wypadkach ucieczkę i/lub opuszczenie gniazda. Zestaw zachowań obejmuje także ataki ptaków na samoloty. Notowano ataki orła przedniego *Aquila chrysaetos* oraz innych orłów na przelatujące samoloty (AN-2) (Luniak 1971). O atakach bielików amerykańskich *Haliaeetus leucocephalus* na przelatujące nisko samoloty donosił także Ellis (1981). Szereg gatunków szponiastych często spotykanych jest na samych lotniskach. Związane jest to z dostępnością bazy pokarmowej i miejsc odpoczynku. Duże, otwarte obszary trawiaste, często wykaszane (łatwość lokalizacji zdobyczy) oraz obfitość dostępnych czatowni sprawiają, że tereny portów lotniczych stanowią doskonałe żerowisko dla szponiastych, zarówno w okresie lęgowym, jak i zimowania. Ogrodzone, monokulturowe tereny lotnisk z ograniczonym dostępem niektórych naziemnych drapieżników, sprzyjają obecności gryzoni (Dekker 2000, Rochard & Deacon 2003, Washburn & Seamans 2004, Caister 2009). Tym m.in. tłumaczy się stałą obecność myszołowów *Buteo buteo* na i w okolicach lotnisk wojskowych w Holandii. W efekcie gatunek ten jest częstą ofiarą kolizji i wraz z pustułą *Falco tinnunculus* stanowi realne zagrożenie dla operacji lotniczych (Dekker et al. 2006, Kitowski et al. 2011). Wiele danych wskazuje jednoznacznie, że konsekwencją obecności szponiastych (od pustulek po orły i bieliki) na lotniskach jest znaczący wzrost ryzyka kolizji (Witmer & Fantinato 2003, Merriman et al. 2007, Dekker 2010). Obfitość pokarmu tłumaczy też obecność stad kani czarnych z podgatunku *Milvus migrans govinda* na lotniskach w Indiach. Satheesan i Grubh (1992) podają, że to właśnie kanie oraz sępy bengalskie *Gyps bengalensis* były najliczniejszymi ofiarami kolizji. Kanie szybko przyzwyczajały się do warunków panujących na ruchliwych lotniskach. W efekcie bardzo często przesiadywały na drogach startowych (lotniska w Kalkucie i Ramnad), pomimo ciągle realizowanych tam operacji lotniczych (Mathew et al. 2003). Odnotowane później zmniejszenie liczby kolizji z sępami wynikało natomiast ze spadku liczebności całej populacji tego gatunku (Green et al. 2004).

Jedną z metod minimalizowania zagrożeń generowanych przez ptaki szponiaste jest ograniczanie ich obecności poprzez wyłapywanie oraz przenoszenie poza obszar lotnisk, co z zasady nie wpływa negatywnie na stan populacji (Dekker 2010). Innym sposobem jest ograniczanie lub eliminacja zasobów pokarmowych na terenie lotnisk. Na Słowacji i Węgrzech (porty lotnicze: Koszyce, Bratysława, Budapeszt) ograniczanie liczebności susła perełkowanego *Spermophilus suslicus* i susła moregowanego *S. citellus*, związane jest m.in. z ochroną raroga *Falco cherrug* i orła cesarskiego *A. heliaca*, które polując na te gryzonie narażone są na kolizje ze statkami powietrznymi (Haple et al. 2006, Anonymous 2007, 2008, Latkova et al. 2007, Massei et al. 2010). Problem kolonii susła perełkowanego był również elementem analiz oddziaływania na środowisko Portu Lotniczego Lublin (Głowaciński & Męczyński 2001, Anonymous 2007, 2011a, Gondek 2007, RDOŚ Lublin

2011). Jednak w tym wypadku postąpiono odwrotnie – na lotnisko wsiedlano nowe osobniki do zanikającej kolonii (Anonymous 2011a). W efekcie na obszarze lotniska wzrosła obecność ptaków szponiastych, m.in. błotniaków stawowych *Circus aeruginosus*, myszołowów i pustulek (obs. własne).

Z analiz zachowań znakowanych rybołowów *Pandion haliaetus* i bielików amerykańskich wynika, że w okresie lęgowym, a także migracji jesiennej, do kolizji dochodzi w rejonach głównych żerowisk, nie zaś w okolicach gniazdowania (Laing et al. 2003). U rybołowa nie odnotowano wyraźnie negatywnego oddziaływania w wyniku niskich przelotów samolotów. Loty maszyn wojskowych odbywały się w odległości od ok. 5 km do przelotów bezpośrednio nad zajętej gniazdami. Wykonano w sumie 139 przelotów, w tym z prędkościami dochodzącymi do 800 km/h i przy hałasie sięgającym 100 dB. Nie stwierdzono znaczącego oddziaływania na pisklęta, ptaki dorosłe, ani na sukces lęgowy. Ptaki rzadko opuszczały gniazda. Silniejszą reakcją odnotowano w odniesieniu do śmigłowców i wodnosamolotów. Wynikało to raczej z ich wolniejszych lotów (wydłużenie czasu ekspozycji na bodziec wzrokowy), niż z reakcji na poziom hałasu, co potwierdziły także późniejsze badania (Trimper et al. 1998, Thomas 1999, Trimper & Thomas 2001, Dawn et al. 2003).

Wiele badań służyło określeniu dystansu ucieczki czy też wyraźnej reakcji ptaków na przelatujące statki powietrzne. Dla szeregu gatunków z Ameryki Północnej (Ellis 1981, Ellis et al. 1991), dystans reakcji stresowych (podniesienie głowy, zaniepokojenie) w okresie lęgowym wynosił mniej niż 300 m, a czasami ptaki nie reagowały nawet na znaczne bliższe przeloty w odległości ok. 100 m. Natomiast samoloty przelatujące w odległości powyżej 500 m były w większości ignorowane. Gatunki takie jak sokół preriowy *Falco mexicanus*, sokół wędrowny *F. peregrinus*, bielik amerykański oraz orzeł przedni, cechowały się dużym zróżnicowaniem reakcji oraz dystansu zaniepokojenia. Jednak nigdy w efekcie niskich przelotów, a także gromu dźwiękowego, nie stwierdzono znaczącego oddziaływania prowadzącego np. do porzucenia lęgu. Intensywne i niskie przeloty wojskowych odrzutowców nie miały wpływu na zachowanie, sukces rozrodczy oraz stan populacji bielika amerykańskiego, myszołowa rdzawosternego *B. jamaicensis* czy też sokoła wędrownego (Gladwin et al. 1988, Awbrey & Bowles 1989, Watson 1993, Stalmaster & Kaiser 1997, Brown et al. 1999, Murphy et al. 2001, Palmer et al. 2003). W badaniach reakcji na nisko przelatujące samoloty wojskowe stwierdzono, że dystans gwałtownej reakcji (ucieczka, poderwanie się ptaków) dla nieprzyzwyczajonych myszołowów rdzawosternych wynosił od 100 do 500 m, jednak dla ptaków przyzwyczajonych do przelotów samolotów spadał do poniżej 100 m, a wyjątkowo wynosił zaledwie 10 m. Podobny spadek „granicznej wysokości” odnotowano dla innych gatunków, także w przypadku małych samolotów lotnictwa ogólnego (Fraser et al. 1985, Anderson et al. 1989, Trimper et al. 1998). Potwierdzają to obserwacje lęgowych myszołowów z rejonu portu lotniczego w Gdańsku, gdzie nie odnotowano żadnych reakcji ptaków na nisko przelatujące duże samoloty komunikacyjne (wysokość ok. 250 m) lub też startujące, znacznie głośniejsze myśliwce Mig-29 w Mińsku Mazowieckim (wysokość ok. 100 m). Podobnie wielokrotnie na lotniskach wojskowych w Polsce obserwowano przesiadujące przy pasie startowym myszołowy, pustulki oraz kobczyki *F. vespertinus* w odległości mniejszych niż 100 m od startujących i przelatujących samolotów (np. F-16, Eurofighter, Rafale), kiedy poziom hałasu przekraczał nawet 140 dB (obs. własne).

Obszary poligonów lotniczych, z uwagi na ograniczoną antropopresję, często są terenami szczególnie atrakcyjnymi dla ptaków. W trzyletnich badaniach nad lęgową populacją szponiastych na obszarze 5 poligonów lotniczych w USA, każdego roku mo-

nitoringiem objęto około 34 gniazda. Nad każdym z miejsc przeprowadzono 27–28 lotów samolotów bojowych. Dziennie poziom hałasu wynosił tam od 60 do 110,6 dB. Wykazano, że sukces lęgowy populacji szponiastych na poligonach był porównywalny (a nawet nieznacznie wyższy) niż w populacji kontrolnej (Ritchie et al. 1998). Badania na stanowisku lęgowym ślimakojada czerwonoookiego *Rostrhamus sociabilis* na Florydzie (15–20 par), wykazały brak wpływu hałasu dużych samolotów komunikacyjnych na wysokościach lotu ok. 230 m. Miejsce badań znajdowało się w pobliżu portu lotniczego (ok. 5 km), a odnotowany poziom hałasu sięgał 78–89 dB (Snyder et al. 1978). Reakcje ptaków ograniczały się głównie do „obrotu głowy i obserwacji samolotów”. U amerykańskiego błotniaka zbożowego *Circus cyaneus hudsonicus* nie odnotowano reakcji na hałas i aktywność związaną z bombardowaniami z samolotów. Ptaki żerowały (lejąc nisko nad ziemią) bez reakcji na hałas rzędu 80–87 dB, także w odległościach do ok. 70 m od wybuchów 10 kg bomb. Mogło to wynikać z oportunistycznego pokarmowego w odpowiedzi na większą dostępności drobnych ssaków i ptaków przepłoszonych bombardowaniem (Jackson et al. 1977). Niewielkie negatywne oddziaływanie na szponiaste (rodzaje *Circus*, *Falco*, *Buteo*) potwierdzają też obserwacje przeprowadzone na innych poligonach (Schueck et al. 2001). W badaniach nad stresem u sokoła wędrownego nie stwierdzono gwałtownych wzrostów rytmu serca związanych z gromem dźwiękowym nisko przelatujących samolotów (Ellis 1981). W analizie reakcji orłów przednich na 303 przeloty śmigłowców wykonane w 22 rewirach lęgowych, nie stwierdzono wyraźnego negatywnego oddziaływania przelotów na wysokościach od 100 do 800 m. Odnotowane reakcje orłów zazwyczaj ograniczały się jedynie do podnoszenia głowy. Ukształtowanie terenu powodowało, że hałas w miejscach gniazdowania był krótkotrwały i najwyraźniej poniżej wartości niepokojenia ptaków. Podobnie słabe reakcje (brak opuszczania gniazda) odnotowano przy szybkich przelotach wykonywanych bojowymi śmigłowcami Apache AH-64 kilka metrów nad wysiadującymi ptakami (hałas rzędu ok. 110 dB) (Grubb & Bowerman 1997). Równie mały wpływ odnotowano dla populacji myszołowa rdzawoskrzydłego *B. lineatus*, co tłumaczone było szybką habituacją ptaków do nawet nisko przelatujących statków powietrznych. Prowadzone ze śmigłowca kontrole gniazd (z przelotami za ledwie ok. 20 m nad drzewami) nie powodowały strat w lęgach tego gatunku (Anderson et al. 1989, Cook & Anderson 1990).

Ostatnio notuje się wzrost liczby kolizji, skorelowany z wyraźnym trendem zwyżkowym populacji ptaków z najwyższych grup ryzyka zagrożeń dla lotnictwa, w tym niektórych szponiastych (np. bielik amerykański) (Maragakis 2009, Dolbeer & Begier 2012). Przyczyną tego są przypadki zakładania gniazd przez bieliki w odległości ok. 2 km od dróg startowych, mimo że jeszcze w latach 80. ubiegłego wieku gatunek ten reagował na przeloty samolotów z odległości około 1 km (Fleischner & Weisberg 1986). Wydaje się, że zmniejszanie dystansu reakcji skutkuje wzrostem frekwencji kolizji. W latach 1990–1995 odnotowano 4 kolizje bielików z samolotami cywilnymi, podczas gdy w latach 2002–2006 liczba ta wzrosła do 24 przypadków. Wright (2007) zauważa, że „bielik amerykański z gatunku zagrożonego, na skutek różnorodnych działań związanych z jego aktywną ochroną, sam stał się zagrożeniem ruchu lotniczego”. W Polsce w ostatnich latach notowany jest stały wzrost populacji bielika na poziomie ok. 10% rocznie (Chodkiewicz et al. 2013). Ptaki te coraz liczniej spotykane są zarówno na lęgowiskach, jak i w miejscach dogodnych żerowisk w okresie pozalęgowym, a więc na obszarach jesiennych i zimowych koncentracji ptaków wodnych, np. w rejonie Zalewu Szczecińskiego czy też Doliny Baryczy (Ławicki & Guentzel 2012, SDF dla PLB020001 Dolina Baryczy). U bielika również od wielu lat obserwowany jest proces przełamywania bariery lęku przed

ludźmi, co może wkrótce zaowocować podobnymi przypadkami kolizji ze statkami powietrznymi, jak te podawane z USA.

Lotniska jako obszary obfitujące w czatownie, a zarazem regularnie koszone, lub pokryte ubogą roślinnością, są atrakcyjne również dla sów. W Stanach Zjednoczonych lotniska są doskonałym zimowiskiem sowy śnieżnej *Bubo scandiacus*, gdzie ptaki te stanowią poważne zagrożenie (FAA 2014). W Eurazji otwarte tereny lotnisk są również atrakcyjnym żerowiskiem dla pójdzki *Athene noctua*, polującej na ziemi na bezkręgowce. Sowa ta lokalnie może stanowić duże zagrożenie. Na lotnisku Trapia na Sycylii pójdzki stanowiły aż 50% ofiar kolizji (ENAC i BSCI 2007). W rejonach gniazdowania puszczyka plamistego *Strix occidentalis* w Nowym Meksyku (USA), ekologicznego odpowiednika puszczyka zwyczajnego *S. aluco*, prowadzono intensywne loty śmigłowców wojskowych. Wykazano słabe reakcje zarówno na przelatujące śmigłowce, jak i na emitowany hałas, który wynosił do 92 dB. Brak płoszenia związanego z hałasem może również wyjaśniać przypadki kolizji uszatki *Asio otus* na lotnisku w Gdańsku oraz Pruszczu, gdzie sowy gniazdujące w sąsiadujących z lotniskiem lasach, wykorzystują jego otwarte tereny jako żerowisko obfitujące w gryzonie. Na budynkach przylegających do lotniska w Dęblinie znaleziono wypływki pójdzki (obs. własne). Przebudowane lotnisko w Świdniku było miejscem żerowania uszatki, pójdzki, a także puszczyka (G. Grzywaczewski, inf. ustna).

W Polsce większość portów lotniczych zlokalizowana jest poza obszarami o wysokich zagęszczeniach rewirów dużych gatunków szponiastych. Problem relacji ptaki szponiaste – ruch lotniczy odnosi się więc głównie do lotnictwa wojskowego oraz lotnictwa ogólnego. W przypadku samolotów i śmigłowców wojskowych główne zagrożenia dotyczą możliwości kolizji nad obszarami, gdzie wykonywane są niskie loty (np. poligon Orzysz, poligony na Pomorzu). Nawet tam nie należy jednak oczekiwać negatywnego oddziaływania na lęgowe populacje szponiastych, z uwagi na słabą reakcję na szybkie przeloty nawet głośnych statków powietrznych. Wyraźniejszą reakcję wzbudzają bliższe przeloty i towarzyszący im hałas rzędu 80–100 dB, ale nawet wówczas nie wpływa to istotnie na stan populacji. Większe negatywne reakcje mogą być wywoływane ruchem małych i wolnych samolotów lotnictwa ogólnego oraz śmigłowców. Dotyczy to np. zlotów lub pikników lotniczych organizowanych m.in. w Polsce północno-wschodniej. Ograniczenie ruchu małych samolotów do wysokości powyżej 300 m n.p.z. nad obszarami ważnymi dla lęgów szponiastych, np. Puszcza Knyszyńska czy Bieszczady (ważne obszary gniazdowania orlika krzykliwego *Clanga pomarina*), mogłoby w znaczący sposób ograniczyć potencjalne negatywne oddziaływanie na lęgowe populacje ptaków.

Siewkowe

Większość gatunków z tej grupy to ptaki terenów otwartych, przez co duża ich część jest dość płochliwa. Jednak wiele gatunków mew i rybitw szybko przyzwyczaja się do ruchu lotniczego i ignoruje przelatujące nisko samoloty i śmigłowce. Przykładem może być kolonia rybitwy popielatej *Sterna paradisaea*, usytuowana tuż za końcem intensywnie użytkowanego pasa startowego na lotnisku w Stavanger (Norwegia). W tym wypadku zachowanie ptaków (m.in. sposób i miejsca żerowania) sprawiają, że kolonia ta nie stanowi zagrożenia. Jednocześnie lotnisko stwarza dogodny (i bezpieczny z punktu widzenia bezpieczeństwa lotów) miejsca do gniazdowania dla tego gatunku (obs. własne). Podobny brak reakcji stwierdzono w kolonii rybitwy małej *Sternula antillarum* w rejonie bazy Vandenberg (Kalifornia). Pomimo licznych testów rakiet oraz częstych patroli przeprowadzanych przez małe samoloty, nie stwierdzono negatywnego oddziaływania na stan populacji (Air Force 2001).

W kolejnych badaniach nad dużą kolonią rybitwy małej, rybitwy rzecznej *S. hirundo* oraz brzytwodzioba amerykańskiego *Rynchops niger* na wybrzeżach Karoliny Północnej (USA), analizowano reakcje ptaków na niskie przeloty cywilnych oraz wojskowych statków powietrznych. Na obszarach kolonii lęgowych tych gatunków, hałas spowodowany przelotami samolotów i śmigłowców sięgał średnio od ok. 75 dB do prawie 90 dB. Wykazano brak negatywnego oddziaływania hałasu na ptaki. Nie należy się również spodziewać tego typu reakcji nawet wówczas, gdy wysokość lotu samolotów będzie znacznie mniejsza niż 900 m n.p.z. (Hillman 2012). Podkreślono też, że wyniki przeprowadzonych badań potwierdzają istnienie bardzo wysokiego granicznego poziomu hałasu wywołującego reakcje ptaków i innych zwierząt w zakresie 90–115 dB (Efroymson & Suter 2001). Wartości te odbiegają od maksymalnych dziennych poziomów hałasu przyjmowanych np. dla analiz oddziaływania ruchu drogowego na ptaki (Barber et al. 2011). Podobne efekty przyniosły eksperymenty na rybitwach złotodziobych *Thalasseus bergii* na Wielkiej Rafie Koralowej, gdzie poziom hałasu konieczny dla wystąpienia znaczącej reakcji ptaków w kolonii (wyraźne zaniepokojenie i poderwanie się do lotu), wynosił ok. 86 dB (Brown 1990).

Jako przykład negatywnego oddziaływania gromu dźwiękowego na ptaki przytaczany jest fakt masowego opuszczenia gniazd w kolonii rybitw czarnogrzbietych *Onychoprion fuscatus* (ok. 50 tys. ptaków) na wyspach Dry Tortugas (Floryda) w 1969 roku. Jednak wnioski jakie podawano w kontekście tego wydarzenia nie uwzględniały innych czynników poza przypuszczalnym gromem dźwiękowym, jakie mogły przyczynić się do takiego zachowania ptaków. Bez wystarczających podstaw wskazano, że codzienne niskie przeloty przy naddźwiękowej prędkości mogły spowodować porzucenie kolonii przez większość dorosłych ptaków (Austin et al. 1970). Z uwagi na wyjątkowy charakter archipelagu w latach 80. XX w. ponowiono w tym rejonie badania nad wpływem gromu dźwiękowego na ptaki, nie potwierdzając negatywnego oddziaływania na kolonie ptaków (w tym rybitw czarnogrzbietych i głuptaków maskowych *Sula dactylatra* (Bowles et al. 1991).

Podobnie słabą reakcją na przeloty statków powietrznych jak rybitwy wykazują mewy. Małą płochliwość tych ptaków potwierdza to, iż są one jedną z liczniej spotykanych grup gatunków na lotniskach, także w Polsce (Skakuj & Kitowski 2011). Na przykład stada śmieszek *Chroicocephalus ridibundus* odpoczywające na terenach lotnisk często zupełnie ignorują hałas związany ze startem dużych samolotów komunikacyjnych. Negatywne oddziaływanie hałasu może natomiast dotyczyć okresu lęgowego. W koloniach lęgowych mew popielatych *Larus smithsonianus*, położonych w pobliżu portu lotniczego JFK w Nowym Jorku, hałas wynosił 85–100 dB przy lądowaniu oraz 94–105 dB podczas startu samolotów (Burger 1981). W trakcie zrywania się ptaków z gniazd i w konsekwencji zamieszania oraz walk pomiędzy osobnikami, dochodziło do niszczenia zniesień. Nie wpływało to jednak negatywnie na lokalną populację tego gatunku. Podobnie stwierdzono brak wpływu ze strony niskich przelotów samolotów na mewy popielate gniazdujące kolonijnie w Kalifornii (Schreiber & Schreiber 1980).

W ostatnich kilkunastu latach odnotowuje się wzrost populacji dużych mew w Europie, przede wszystkim mewy srebrzystej *L. argentatus* i białogłowej *L. cachinnans*, co wpływa na wzrost ryzyka kolizji ze statkami powietrznymi (EASA 2008, Maragakis 2009). W przypadku Polski, niektóre gatunki mew związane są przez dużą część roku z wysypiskami śmieci, położonymi często w pobliżu dużych ośrodków miejskich (Meissner & Betleja 2007). Niektóre z wysypisk zlokalizowane są w pobliżu lotnisk, co w oczywisty sposób wpływa na wzrost zagrożenia dla ruchu lotniczego (Dzik & Kiernicki 2005).

W badaniach ptaków na obszarze Morza Wattów stwierdzono, że około 20% ptaków wykazywało wyraźną reakcję (przeloty, podrywanie się) na samoloty przelatujące na wyso-

kości do ok. 600 m. Powyżej tej wysokości udział ptaków reagujących w ten sposób wyraźnie malał, a przy wysokości powyżej ok. 1000 m nie obserwowano reakcji. Natomiast dla śmigłowców udział wyraźnie zaniepokojonych ptaków wynosił do ok. 60% przy przelotach do 700 m. Jednak nawet przy wysokości przelotu śmigłowca wynoszącej ok. 1000 m udział zaniepokojonych ptaków sięgał ok. 40% stada (Smit & Visser 1993). Część gatunków, np. ostrygojada *Haematopus ostralegus*, jest mniej podatna na płoszenie w porównaniu z np. kulikami wielkimi *Numenius arquata* czy szlammnikami *Limosa lapponica*. Z drugiej jednak strony czas powrotu do żerowania po spłoszeniu jest znacznie większy u ostrygojada w porównaniu z kulikiem wielkim (Smit & Visser 1993), co pokazuje złożoność oceny negatywnego oddziaływania. Olbrzymią rolę, podobnie jak u gęsi, odgrywa również wielkość, często wielogatunkowych, stad ptaków siewkowych (Stock 1993). Gatunek bardziej płochliwy podrywa się wcześniej, inicjując spłoszenie się całego stada. Na obszarze poligonu raketowego Meldorf Bucht (Niemcy), gdzie na obszarach zalewowych żerują tysiące blaszkodziobych i siewkowych, ptaki bardzo słabo reagowały na hałas związany z odpaleniem rakiet. Natomiast wyraźnie płoszyły je śmigłowce przelatujące na wysokościach do ok. 300 m. W Polsce miejsc, gdzie regularnie notuje się znaczące połęgowe koncentracje siewkowatych oraz rybitw i mew jest niewiele. Są to w większości obszary chronione, m.in. parki narodowe lub obszary Natura 2000. Wymienić tu należy m.in. rejon Zatoki Puckiej (obszar Natura 2000 „Zatoka Pucka”), rozlewiska w Dolinie Biebrzy (obszar Natura 2000 „Ostoja Biebrzańska”, Biebrzański Park Narodowy), czy też okresowe błota na zbiornikach zaporowych (np. obszar Natura 2000 „Zbiornik Mietkowski”).

Drobne ptaki wróblowe i ptaki środowisk leśnych

Drobne ptaki w różnicowany sposób reagują na wzmożony hałas w ich otoczeniu. Z jednej strony badania wskazują na dość dużą tolerancję u łuszczaków *Fringillidae* i trznadłowatych *Emberizidae*. Jednak znaczna część wróblowych nie wykazuje negatywnych efektów (zmniejszenie zagęszczeń) przy poziomie hałasu rzędu 69 dB (Peris & Pescador 2004). Drobne ptaki generalnie łatwo przyzwyczajają się do dostępnych źródeł pokarmu i nawet niskie przeloty samolotów nie wpływają na ich zachowania i nie powodują opuszczenia dogodnych miejsc żerowania (US Forest Service 1992). Z drugiej strony niskie i częste przeloty śmigłowców nad obszarami gniazdowania poświerki *Calcarius lapponicus* powodowały spadek sukcesu lęgowego populacji tego gatunku (Manci et al. 1988). Praktycznie stała obecność wielu gatunków ptaków, także populacji lęgowych, na lotniskach wskazuje, że sam hałas nie jest jednoznacznie odstraszającym bodźcem. Przykładem może być siwuszka kalifornijska *Polioptila californica*, dla której wykazano niewielki negatywny wpływ hałasu na lotnisku wojskowym na zagęszczenie par lęgowych. Podobnie nie związane z ekspozycją na hałas były przeżywalność młodych, sukces lęgowy czy wielkość zniesienia. Bardzo małe oddziaływanie ruchu wojskowych samolotów i śmigłowców oraz związanego z tym hałasu stwierdzono dla kilku innych drobnych wróblowych w USA (Hunsaker 2001). Stąd przypisywanie wyraźnie negatywnego wpływu hałasu powodowanego przez lotnictwo, jak również jego wpływu np. na zagęszczenia ptaków, jest bardzo problematyczne, a same reakcje ptaków są złożone. Przypuszcza się, że sam hałas nie jest najistotniejszym czynnikiem, w porównaniu np. do efektu brzeźnego, presji drapieżniczej, warunków pogodowych i jakości siedlisk (Aubrey & Hunsaker 1997). Jedną z reakcji ptaków na hałas może być dostosowanie śpiewu do panujących warunków hałasu (Patricelli & Blickey 2006). Wiele gatunków reaguje podwyższoną amplitudą śpiewu na wzrost natężenia hałasu w środowisku (np. w mieście) (Slabbekoorn & Peet 2003). Nega-

tywne oddziaływanie hałasu jest najsilniejsze w przypadku, gdy występuje on w spektrum śpiewu danego gatunku (Brumm & Todt 2002). W efekcie zakłócający wpływ stałego, wysokiego natężenia hałasu w okresie lęgowym dotyczy głównie samców i ich zachowań w tym okresie. Może to wpływać na możliwość znalezienia partnera, a przez to także na sukces lęgowy populacji (Habib et al. 2007). Ponadto, zachowania m.in. zięby *Fringilla coelebs* wskazują, że podwyższony poziom hałasu może wpływać na efektywność żerowania oraz bardziej agresywne zachowania terytorialne, czego efektem może być osłabienie kondycji ptaków (Quinn et al. 2006, Brumm & Ritschard 2011), a także zwiększone narażenie na ataki drapieżników (Frid & Dill 2002). Dodatkowo, oddziaływanie hałasu dotyczy głównie gatunków, których śpiew jest wysoki w tonie, takich jak: bogatka *Parus major*, słowik szary *Luscinia luscinia*, juncu *Junco hyemalis*. Mogą one zmieniać charakter śpiewu, np. w warunkach miejskich, gdzie poziom hałasu tła jest podwyższony (Rheindt 2003, Brumm 2004, Mockford & Marshall 2009). Adaptacje takie jak zmiana charakteru śpiewu w różnych warunkach hałasu wynikają z dużej plastyczności ekologicznej ptaków (Wood & Yezerinac 2006). U dzięcioła skromnego *Picoides borealis* silny hałas związany z manewrami na poligonie nie wpływał na zagęszczenie populacji. Nawet przy jego poziomie 65 dB (strzały z odległości ok. 150 m) nie obserwowano płoszenia tych ptaków (Delaney et al. 2011). Badania poświęcone zespołom ptaków leśnych w Kanadzie pokazują, że także w tym przypadku hałas nie jest jedynym czynnikiem odpowiedzialnym za spadki zagęszczeń wzdłuż ruchliwych dróg (Summers et al. 2011).

Przedstawione powyżej badania wskazują na znikomy lub niepotwierdzony negatywny wpływ hałasu ok. 60 dB na zagęszczenia ptaków. Brak lub słabe reakcje na przeloty statków powietrznych związane są także z bardzo krótkim czasem ekspozycji na silniejszy hałas (ok. 70 dB). Przelot samolotu lub śmigłowca nad miejscem gniazdowania trwa krótko (około 2,3% czasu całkowitej ekspozycji na hałas), co przekłada się na generalnie niski poziom reakcji drobnych wróblowych na ten czynnik (Hunsaker 2001). Dlatego też nie należy spodziewać się niekorzystnych efektów (np. spadku zagęszczenia) wśród zespołu ptaków leśnych, a także terenów otwartych, w obrębie izofony ok. 70 dB wokół lotnisk. Zatem przy ocenie potencjalnego negatywnego wpływu hałasu należałoby brać pod uwagę stosunkowo mały obszar w obrębie izofony 70 dB, który zazwyczaj jedynie nieznacznie wychodzi poza obszar lotniska.

Podsumowanie

Wiedza na temat reakcji ptaków na ruch lotniczy jest niezbędna dla prawidłowej oceny potencjalnego wpływu rozwoju lotnictwa, w tym budowy i rozbudowy lotnisk i lądowisk w Polsce. Często bardzo złożone reakcje poszczególnych grup gatunków wynikają m.in. z charakteru operacji lotniczych, warunków pogodowych oraz biologii poszczególnych gatunków. Jednakże nawet wysoki, utrzymujący się poziom hałasu (ok. 70 dB) w rejonach podejścia do lądowania i startu samolotów, u większości gatunków nie wywołuje zaniepokojenia i nie wpływa negatywnie na stan populacji lęgowej. Dotyczy to również takich gatunków jak bocian biały czy ptaki szponiaste. W przypadku ptaków gniazdujących na terenie lotnisk w miejscach narażonych na podwyższony hałas, większy wpływ wywierają drapieżniki, pogoda i dostępność pokarmu, aktywność personelu, niż hałas czy też płoszenie związane z przelotami. O większym negatywnym oddziaływaniu ruchu lotniczego na ptaki można zaś mówić w okresach pierzenia, migracji i zimowania, przede wszystkim u gęsi, kaczek oraz siewkowych. Negatywne reakcje mogą też dotyczyć niektórych kolonii lęgowych mew oraz rybitw.

Największe negatywne oddziaływanie na ptaki związane jest z wolno i nisko latającymi statkami powietrznymi lotnictwa ogólnego (małe śmigłowce, samoloty, motolotnie, balony na ogrzane powietrze), które wywołują silniejszą reakcję niż szybciej i wyżej przelatujące samoloty komunikacyjne i duże śmigłowce. W przypadku obszarów o istotnym znaczeniu jako lęgowiska dla większości gatunków, w tym siewkowych, szponiastych, bocianów i czapli, za bezpieczną wysokość przelotów należy uznać około 300 m n.p.z. Nie dotyczy to miejsc znacznych koncentracji ptaków (np. blaszkodziobych) w okresie pozalęgowym, gdzie bezpieczna minimalna wysokość przelotu statków powietrznych powinna wynosić przynajmniej 500 m n.p.z. Wartość ta jest mniejsza niż zakresy minimalnych wysokości strefy ograniczenia lotów nad obszarami parków narodowych (rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 11.06.2010 r. w sprawie zakazów lub ograniczeń lotów na czas dłuższy niż 3 miesiące, Dz. U. Nr 106, poz. 678).

Znaczny wzrost liczby małych lotnisk i lądowisk w Polsce w ostatnich latach związany jest przede wszystkim z rozwojem lotnictwa ogólnego (ULC 2013). Wiąże się to ze zwiększonym oddziaływaniem ruchu lotniczego na awifaunę, jak i wzrostem zagrożenia kolizjami statków powietrznych ze zwierzętami, np. nad obszarem Warmii i Mazur, w rejonach znaczących koncentracji ptaków (np. Zatoka Szczecińska, Zatoka Pucka, doliny Baryczy i Narwi). Dotyczy to także miejsc w Polsce północno-wschodniej i wschodniej o podwyższonym zagęszczeniu par lęgowych dużych gatunków (bocian biały, orlik krzykliwy, bielik), a więc ptaków stanowiących największe zagrożenie dla statków powietrznych w przypadku kolizji. Informacje te oraz analizy, oparte o rzetelne dane o relacjach ptaki-lotnictwo, są istotne zarówno dla bezpieczeństwa ruchu lotniczego, jak i z uwagi na regulacje dotyczące ochrony gatunkowej zwierząt, a także zachowanie walorów przyrodniczych parków narodowych, obszarów sieci Natura 2000 czy też ostoi IBA.

Summary: Impact of air traffic on birds (part II). The response of birds to air traffic is affected by multiples factors. In most cases, noise is an important factor with a negative impact, but many species or groups of species represent a spectrum of different reactions. The most vulnerable are geese during moult and migration, but they also nest in large numbers around the busiest airports in Europe (eg. Schiphol, Amsterdam, the Netherlands). Many species, including birds of prey and species listed in Annex I of the Birds Directive, breed at and around aerodromes. Common Buzzards *Buteo buteo* and Kestrels *Falco tinnunculus* are present all year round on civil and military aerodromes in Poland. These birds habituate very quickly and even become used to heavy air traffic. As a result, they pose a serious threat to aviation safety. The process of habituation to aviation noise applies to many bird species. Aerodromes are used as nesting sites by numerous passerines, which probably results from easy access to food, low predation pressure, and limited human presence. It seems that even noisy military aircrafts have little impact on most birds species, including birds of prey and passerines. Negative impact of air traffic concerns mainly colonial species (eg. gulls, terns) breeding near airports. In general, the published data suggest that the negative impact of air traffic or aviation on birds is relatively small. However, large species and those exhibiting flocking behavior can pose a serious threat to aviation safety. The negative impact of aviation on birds as well as threats to aviation associated with bird strikes should be analyzed in relation to particular species. Only this type of approach will allow to properly determine the aviation-environment relationship, and help to eliminate the erroneous exaggeration of negative impacts of aviation on protected areas and species.

Literatura

AAIB Bulletin 2001. Air Accidents Investigation Branch Bulletin N 4/2001. EW/98/06/09. www.aaib.gov.uk (dostęp: 2008.03.07).

- Air Force 2000. Preliminary Final Supplemental Environmental Impact Statement for Homestead Air Force Base Closure and Reuse. Prepared by SAIC.
- Air Force 2001. Appendix NR-4, Natural Resources, Review of Literature on the Effects of Noise on Livestock and Wildlife. Final Environmental Impact Statement, Initial F-22 Operational Wing Beddown. November 2001.
- Anderson D.E., Rongstad O.J., Mytton W.R. 1989. Response of nesting Red-tailed Hawks to helicopters overflights. *Condor* 91: 296–299.
- Anonymous 2007. Gopher relocation at Ferihegy. <http://www.bud.hu/english/budapest-airport/media/gopher-relocation-at-ferihegy-826.html>
- Anonymous 2008. Annual report – Airport Bratislava, a.s. (BTS).
- Anonymous 2011a. Przegęszczenie, zła pogoda i drapieżniki zdziesiątkowały świdnickiego susła. <http://www.swidnik.pl/nasze-miasto/item/1028-przegęszczenie-zła-pogoda-i-drapieżniki-zdziesiątkowały-świdnickiego-susła>
- Anonymous 2011b. Policy Agenda Aviation Safety 2011–2015. Ministry of Infrastructure and the Environment. Holandia.
- Anonymous 2012. Dutch court: Schiphol can gas geese. <http://www.rnw.nl/english/bulletin/dutch-court-schiphol-can-gas-geese>.
- Aubrey F., Hunsaker D. 1997. Effects of fixed-wing military aircraft noise on California gnatcatcher reproduction. *J. Acoust. Soc. Am.* 102: 3177.
- Austin G.E., Rehfisch M.M., Allan J.R., Holloway S.J. 2007. Population size and differential population growth of introduced Greater Canada Geese *Branta canadensis* and re-established Greylag Geese *Anser anser* across habitats in Great Britain in the year 2000. *Bird Study* 54: 343–352.
- Austin O.L. Jr., Robertson W.B. Jr., Woolfenden G.E. 1970. Mass hatching failure in Dry Tortugas sooty terns (*Sterna fuscata*). In: Voous K.H. (ed.). *Proc. 15th International Ornithological Congress*, p. 627. The Hague, Netherlands.
- Awbrey F.T., Bowles A.E. 1989. The Effects of Aircraft Noise and Sonic Booms on Raptors: A Preliminary Model and A Synthesis of the Literature on Disturbance. NSBIT Technical Operating Report No. 12. United States Air Force, Air Force Systems Command. Wright-Patterson Air Force Base, OH.
- Barber J.R., Burdett C.L., Reed S.E., Crooks K.R., Theobald D.M., Fristrup K.M. 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecol.* 26: 1281–1295.
- Belanger L., Bedard J. 1989. Responses of staging greater snow geese to human disturbance. *J. Wildl. Manage.* 53: 713–719.
- Belanger L., Bedard J. 1990. Energetic cost of man-induced disturbance to staging snow geese. *J. Wildl. Manage.* 54: 36–41.
- Belien E., van Brummen W. 1985. Het gedrag van Scholeksters op twee fourageergebieden en bijverstoring. Unpubl. report SOL Utrecht/RIN Texel: 63.
- Black B.B., Collopy M.W., Percival H.F., Tiller A.A., Bohall P.G. 1984. Effect of low Level Military Training Flights on Wading Bird Colonies in Florida, Florida Coop. Fish and Wildl. Res. Unit, Sch. For. Res. and Conserv., Univ. of Florida. Tech. Rep. No. 7.
- Bowles A.E., Awbrey F.T., Jehl J.R. 1991. The effects of high-amplitude impulsive noise on hatching success: a reanalysis of the Sooty Tern incident. HSD-TP-91-0006. Noise and Sonic Boom Impact Technology Program (NSBIT).
- Brown A.L. 1990. Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. *Environ. Int.* 16: 587–592.
- Brown B.T., Mills G.S., Powels C., Russell W.A., Therres G.D., Pottie J.J. 1999. The Influence of Weapons-Testing Noise on Bald Eagle Behavior. *J. Raptor Res.* 33: 227–232.
- Brumm H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *J. Anim. Ecol.* 73: 434–440.
- Brumm H., Ritschard M. 2011. Song amplitude affects territorial aggression of male receivers in chaffinches. *Behav. Ecol.* 22: 310–316.
- Brumm H., Todt D. 2002. Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial songbird. *Animal Behav.* 63: 891–897.

- Burger J. 1981. Behavioral Responses of Herring Gulls (*Larus argentatus*) to Aircraft Noise. Environ. Pollution (Series A) 24: 177–184.
- Caister L. 2009. Raptors, Rodents and Rare Weather: Managing Increased Migratory Raptor Populations at McConnell AFB, Kansas. 2009 Bird Strike North America Conference. Paper 9.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Ostasiewicz M., Wylegała P., Ławicki Ł., Smyk B., Betleja J., Gaszewski K., Górski A., Grygoruk G., Kajtoch Ł., Kata K., Krogulec J., Lenkiewicz W., Marczakiewicz P., Nowak D., Pietrasz K., Rohde Z., Rubacha S., Stachyra P., Świętochowski P., Tumiel T., Urban M., Wieloch M., Woźniak B., Zielińska M., Zieliński P. 2013. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2012–2013. Biul. Monitoringu Przyrody 11: 1–72.
- Collazo J., Fleming J. 1993. Effects of aircraft noise on time-activity budgets of wintering black ducks. Paper ASA 125th Meeting, Ottawa.
- Conomy J.T., Collazo J.A., Dubovsky J.A., Fleming W.J. 1998a. Dabbling Duck Behavior and Aircraft Activity in Coastal North Carolina. J. Wildl. Manage. 62: 1127–1134.
- Conomy J.T., Collazo J.A., Dubovsky J.A., Fleming W.J. 1998b. Do black ducks and wood ducks habituate to aircraft disturbance. J. Wildl. Manage. 62: 1135–1142.
- Cook J.G., Anderson S.H. 1990. Use of helicopters for surveys of nesting Red-shouldered Hawks. Prairie Naturalist 22: 49–53.
- Dawn L.K., Bird D.M., Chubbs T., Humphries G. 2003. The relationship of military aircraft activity to raptors in Central Labrador. 2003 Bird Strike Committee USA/Canada, 5th Joint Annual Meeting, Toronto, ONT. Paper 5.
- Dekker A. 2000. Poor long grass – low bird density ground cover for the runway environment. IBSC25/WP-A2. Meeting of the International Bird Strike Committee. Amsterdam, 17–21 April 2000.
- Dekker A. 2010. Raptors on three RNLAf airbases. Numbers, strikes, trapping and relocation. 2009 Bird Strike North America Conference. Paper 7.
- Dekker A., van Gasteren H., Shamoun-Baranes J. 2006. EUROBASE, Progress Report and first Impression on Bird Species. Birds and Aviation 26: 1–7.
- Delaney D.K., Pater L.L., Carlile L.D., Spadgenske E.W., Timothy A., Beaty T.A. 2011. Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. Wildl. Monogr. 177: 1–38.
- Derksen D.V., Eldridge W.D., Weller M.W. 1982. Habitat ecology of pacific black brant and other geese moulting near Teshekpuk Lake, Alaska. Wildfowl 33: 39–57.
- Drewitt A. 1999. Disturbance Effects of Aircraft on Birds. English Nature, Peterborough.
- Dolbeer R.A. 2003. Population increases of large birds, airworthiness standards, and high-speed flight: a precarious combination. Flight Safety Foundation/SAE Aerospace, Feb 2003.
- Dolbeer R.A., Eschenfelder 2003. Amplified bird-strike risks related to population increases of large birds in North America. International Bird Strike Committee Meeting, 5–9 May 2003, Warszawa.
- Dolbeer R.A., Seubert J.L. 2009. Canada goose populations and strikes with civil aircraft, 1990–2008: challenging trends for aviation industry. Washington, DC: US Dept. of Agriculture, Wildlife Services, Airport Wildlife Hazards Program.
- Dolbeer R.A., Begier M.J. 2012. Comparison of wildlife strike data among airports to improve aviation safety. IBSC30. IBSC/WBA Conference, 25–29 June 2012, Stavanger.
- Dolbeer R.A., Wright S.E., Weller J., Begier M.J. 2012. Wildlife Strikes to Civil Aircrafts in the United States 1990–2010. FAA National Wildlife Strike Database Serial Report Number 17. Washington, DC.
- Drevitt A. 1999. Disturbance effects of aircraft on birds. English Nature Information Note.
- Dziennik Ustaw 2010. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 11 czerwca 2010 r. w sprawie zakazów lub ograniczeń lotów na czas dłuższy niż 3 miesiące. Dz.U. 2010.106.678
- Dzik T., Kiernicki A. 2005. Ptaki – użytkownicy przestrzeni powietrznej. Przegł. Sił Powietrznych nr 8.
- EASA 2008. Bird Strike Damage and Windshield Bird Strike. Final Report. Atkins, Fera.

- Efroymsen R.A., Suter II G.W. 2001. Ecological risk assessment framework for low-altitude aircraft overflights: II estimating effects on wildlife. *Risk Anal.* 21:263–274.
- Ellis D.H. 1981. Responses of Raptorial Birds to Low Level Military Jets and Sonic Booms. Institute for Raptor Studies: October 1981.
- Ellis D.H., Ellis C.H., Mindell D.P. 1991. Raptor responses to low-level jet aircraft and sonic booms. *Environ. Pollut.* 74: 53–83.
- ENAC, BSCI 2007. Relazione annuale. Anno 2007. Bird Strike Committee Italy. Ente Nazionale Per L'Aviazione Civile. Pp. 1–88. www.enac-italia.it (dostęp: 2008.03.17).
- FAA (Federal Aviation Administration) 2014. National Part 139 Cert Alert. February 26, 2014. No. 14-01.
- Fleischner T.L., Weisberg S. 1986. Effects of jet aircraft activity on bald eagles in the vicinity of Bellingham International Airport. Unpublished Report, DEVCO Aviation Consultants, Bellingham, WA.
- Fleming W.J., Dubovsky J.A., Collazo J.A., Templer Jr. E.R., Conomy J.T. 2001. Military Aircraft Training Activities on Waterfowl at Piney Island, North Carolina. Effects of Noise on Wildlife Conference: conference proceedings: Happy Valley-Goose Bay, Labrador, August 22–23, 2000. *Terra Borealis*. No. 2.
- Fox A.D., Ebinger B.S., Mitchell C., Heinicke T., Aarvak T., Colhoun K., Clausen P., Dereliev S., Faragó S., Koffijberg K., Kruckenberg H., Loonen M.J.J.E., Madsen J., Mooij J., Musil P., Nilsson L., Pihl S., van der Jeugd H. 2010. Current estimates of goose population size in Western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.
- Fraser J.D., Franzel L.D., Mathiesen J.G. 1985. The Impact of Human Activities on Breeding Bald Eagles in North-Central Minnesota. *J. Wildl. Manage.* 49: 585–592.
- Frederick P.C., Spalding M.G. 1994. Factors affecting reproductive success of wading birds (Ciconiiformes) in the Everglades ecosystem. In: Davis S., Ogden J. (eds). *Everglades: The Ecosystem and Its Restoration*, pp. 659–690. St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- Frid A., Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conserv. Ecol.* 6: 11. <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>
- Gladwin D.N., Asherin D.A., Mancini K.M. 1988. Effects of Aircraft Noise and Sonic Booms on Fish and Wildlife. Results of a Survey of U.S. Fish and Wildlife Service Endangered Species and Ecological Services Field Offices, Refuges, Hatcheries, and Research Centers. U.S. Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, Fort Collins, Colorado.
- Głowaciński Z., Męczyński S. 2001. Suseł peretłkowany *Spermophilus suslicus*. W: Głowaciński Z. (ed.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt*, ss. 62–67. PWLiR, Warszawa.
- Gondek A. 2007. Saving the Suslik. *Focus on Nature Conservation. Academia* 2: 18–21.
- Goudie R.I., Jones I.L. 2004. Dose-response relationships of harlequin duck behavior to noise from low-level military jet over-flights in central Labrador. *Environ. Conserv.* 31: 289–298.
- Goudie R.I. 2006. Multivariate behavioural response of harlequin ducks to aircraft disturbance in Labrador. *Environ. Conserv.* 33: 28–35.
- Green R.E., Newton I., Shultz S., Cunningham A.A., Gilbert M., Pain D.J., Prakash V. 2004. Dicrofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *J. Appl. Ecol.* 41: 793–800.
- Grubb T.G., Bowerman W.W. 1997. Variations in breeding bald eagle responses to jets, light planes and helicopters. *J. Raptor Res.* 31: 213–222.
- Habib L., Bayne E.M., Boutin S. 2007. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *J. Appl. Ecol.* 44: 176–184.
- Haple E., Ambros M., Oleksak M., Adamec M. 2006. Suslik (*Spermophilus citellus*) reintroduction in Slovakia. Guidelines. State Nature Conservancy of the Slovak Republic, Banská Bystrica.
- Hillman M.D. 2012. Evaluating the Impacts of Military and Civilian Overflights and Human Recreation on Least Terns, Common Terns, Gull-billed Terns, and Black Skimmers at Cape Lookout National Seashore, North Carolina. Master degree Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.

- Hunsaker II D. 2001. The Effects of Aircraft Operations on Passerine Reproduction. Effects of Noise on Wildlife Conference Proc. Happy Valley-Goose Bay, Labrador, August 22–23, 2000. Terra Borealis. No. 2.
- Jackson J.A., Schardien B.J., McDaniel T.H. 1977. Opportunistic hunting of a marsh hawk on a bombing range. Raptor Res. 11: 86.
- Jankowiak Ł., Skórka P., Ławicki Ł., Wylegała P., Polakowski M., Wuczyński A., Tryjanowski P. 2015. Patterns of occurrence and abundance of roosting geese: the role of spatial scale for site selection and consequences for conservation. Ecol. Res. 30: 833–842.
- Kitowski I., Krawczyk R. 2005. Observation on some colonies of Grey Heron *Ardea cinerea* in the Lublin region (southeast Poland). Berkut 14: 45–49.
- Kitowski I. 2001. Military impact on colony of Grey Heron *Ardea cinerea* L., 1758 protected in the nature reserve. Ekologia (Bratislava) 20: 190–196.
- Kitowski I., Grzywaczewski G., Cwiklak J., Grzegorzewski M., Krop S. 2011. Birdstrike risk management at a military airfield using falconer activity. Pol. J. Environ. Stud. 20: 683–690.
- Komenda-Zehned S., Cevalloe M., Bruderer B. 2003. Effect of disturbance by aircraft overflight on waterbirds – an experimental approach. IBSC26/WP-LE2
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. CIOŚ, Warszawa.
- Kushlan J.A. 1979. Effects of helicopter censuses on wading bird colonies. J. Wildl. Manage. 43: 756–760.
- Laing D.K., Bird D.M., Chubbs T.E., Humphries G. 2003. The relationship of military aircraft activity to raptors in Central Labrador. Bird Strike Committee USA/Canada, 5th Joint Annual Meeting, Toronto, ONT.
- Latkova H., Siroyova S., Noga M. 2007. Conservation of Imperial Eagle in the Slovak part of the Carpathian Basin. Layman's report LIFE03NAT/SK/000098
- Ławicki Ł., Guentzel S. (red.). 2012. Ostoje ptaków w Polsce. Inwentaryzacja gatunków nielegowych w sezonie 2011/2012. Eco-Expert, Szczecin.
- Ławicki Ł., Wylegała P., Wuczyński A., Smyk B., Lenkiewicz W., Polakowski M., Kruszyk R., Rubacha S., Janiszewski T. 2012. Rozmieszczenie, charakterystyka i status ochronny noclegowisk gęsi w Polsce. Orn. Pol. 53: 23–38.
- Luniak M. 1971. Aktualne zagadnienia ochrony lotnictwa przed ptakami. Przegl. Zool. 15: 179–183.
- MacKinnon B., Sowden R., Russel K., Dudley S. (eds). 2004. Sharing the Sky. TP13549 E. Canada.
- Madsen J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. Biol. Conserv. 33: 53–63.
- Manci K.M., Gladwin D.N., Vilella R., Cavendish M.G. 1988. Effects of Aircraft Noise and Sonic Booms on Domestic Animals and Wildlife: A Literature Synthesis. U.S. Fish and Wildlife Service National Ecology Research Center, Ft. Collins, CO, NERC-88/29.
- Maragakis I. 2009. Bird population trends and their impact on Aviation safety 1999–2008. European Aviation Safety Agency.
- Martin G. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. Ibis 153: 239–254.
- Massei G., Quay R.J., Gurney J., Cowan D.P. 2010. Can translocations be used to mitigate human-wildlife conflicts? Wildl. Res. 37: 428–439.
- Mathew D.N., Palat R., Kumar M.M. 2003. Review of bird strike reports sent to BNHS India (1997–2000). IBSC26/WP-SA7. Meeting of the International Bird Strike Committee, 5–9 May, Warsaw.
- Meissner W., Betleja J. 2007. Skład gatunkowy, liczebność i struktura wiekowa mew *Laridae* zimujących na składowiskach odpadów komunalnych w Polsce. Not. Orn. 48: 11–27.
- Merriman J.W., Boal C.W., Bashore T.L., Zwank P.J., Wester D.B. 2007. Abundance of diurnal raptors in relation to prairie dog colonies: implications for bird-aircraft strike hazard. J. Wildl. Manage. 71: 811–815.
- Miller M.W. 1994. Route selection to minimize helicopter disturbance of moulting Pacific Black Brant: a simulation. Arctic 47: 341–349.

- Mockford E.J., Marshall R.C. 2009. Effects of urban noise on song and response behavior in great tits. *Proc. R. Soc. B.* 276: 2979–2985.
- Mosbech A., Glahder C. 1991. Assessment of the impact of helicopters disturbance on moulting Pink-footed Geese and Barnacle Geese in Jameson Land, Greenland. *Ardea* 79: 233–238.
- Murphy S.M., Ritchie R.J., Palmer A.G., Nordmeyer D.L., Roby D.D., Smith M.D. 2001. Responses of Peregrine Falcons to Military Jet Aircraft. *Effects of Noise on Wildlife. Conference proceedings. Happy Valley-Goose Bay, Labrador, August 22–23, 2000. Terra Borealis. No. 2.*
- NBSAG (Nordic Bird Strike Advisory Group) 2008. Significant bird strikes. www.nordicbirdstrike.com (dostęp: 15 grudnia 2008).
- Palmer A.G., Nordmeyer D.L., Roby D.D. 2003. Effects of Jet Aircraft Overflights on Parental Care of Peregrine Falcons. *Wildlife Soc. B.* 31: 499–509.
- Patijn S., Vreeke A. 2012. Challenges at Schiphol: Policy highlights & Geese. *IBSC/WBA Conference 2012. 25–29 June 2012, Stavanger.*
- Patricelli G.L., Blickley J.L. 2006. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *Auk* 123: 639–649.
- Peris S.J., Pescador M. 2004. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Appl. Acoustics* 65: 357–366.
- Platteeuw M., Henkens R.J.H.G. 1997. Possible impact of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl* 48: 225–236.
- Polakowski M., Broniszewska M., Jankowiak Ł., Ławicki Ł., Siuchno M. 2012. Liczebność i dynamika wiosennego przelotu gęsi w Kotlinie Biebrzańskiej. *Ornis Pol.* 52: 169–180.
- Quinn J.L., Whittingham M.J., Butler S.J., Cresswell W. 2006. Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*. *J. Avian Biol.* 37: 601–608.
- RDOŚ Lublin 2011. Rozbudowa Regionalnego Portu Lotniczego. Port Lotniczy Lublin S.A.
- Rheindt F.E. 2003. The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *J. Ornithol.* 114: 295–306.
- Ritchie R.J., Murphy S.M., Smith M.D. 1998. A Compilation of Final Annual Reports, 1995–1997. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus anatum*) Surveys and Noise Monitoring in Yukon MOAs 1-5 and along the Tanana River, Alaska, 1995–1997. ABR, Inc., Fairbanks, AK.
- Rochard B., Deacon N. 2003. Fifty years of grass management in the UK. *IBSC25/WP-A1. Meeting of the International Bird Strike Committee, Amsterdam, 17–21 April 2000.*
- Satheesan S.M., Grubb R.B. 1992. Bird strikes remains identification in India. *Proc. of Bird Strike Committee Europe* 22: 33–56. 22–27 March, Jerusalem.
- Schreiber E.A., Schreiber R.W. 1980. Effects of impulse noise on seabirds of the Channel Islands, ss. 138–162. In: Jehl J.R. Jr., Cooper C.F. (eds). *Potential Effects of Space Shuttle Sonic Booms on the Biota and Geology of the California Channel Islands: Research Reports. Report by SDSU Center for Marine Studies for the US Air Force.*
- Schueck L.S., Marzluff J.M., Steenhof K. 2001. Influence of military activities on raptor abundance and behavior. *Condor* 103: 606–615.
- Seamans T.W., Clemons S.E., Gosser A.L. 2009. Observations of neck-collared Canada geese near John F. Kennedy International Airport, New York. *USDA National Wildlife Research Center. Staff Publications. Paper 844.*
- Skakuj M., Kitowski I. 2011. Koliduje samolotów z ptakami. *XX Zjazd PTZool., Zwierzęta w życiu człowieka, wrzesień 2011, Szczecin.*
- Skakuj M. 2014a. Zarządzanie ryzykiem środowiskowym w ruchu lotniczym. W: Skorupski J. (red.). *Współczesne problemy inżynierii ruchu lotniczego. Modele i Metody. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.*
- Skakuj M. 2014b. Aviation Safety and Nature Protection. Case study: the White Stork in Poland. *ICAO, World Birdstrike Association & CARSAMPAF, Bird/Wildlife Strike Prevention Conference. 20–24 October 2014, Santa Fe (Mexico City, Mexico).*
- Skakuj M., Kitowski I., Łukasik D. 2014. Wpływ ruchu lotniczego na ptaki. Część I. *Ornis Pol.* 54: 48–68.
- Slabbekoorn H., Peet M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.

- Smit C.J., Visser J.M. 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bull.* 68: 6–19.
- Snow D.W., Perrins C.M. 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition.* Oxford University Press.
- Snyder N.F.R., Kale H.W., Sykes P.W. Jr. 1978. An evaluation of some potential impacts of the proposed Dade County Training Jetport on the endangered Everglade kite. Florida Audubon Soc., Haitland, FL. Unpubl. Rep.
- Stalmaster M.V., Kaiser J.L. 1997. Flushing Responses of Wintering Bald Eagles to Military Activity. *J. Wildl. Manage.* 61: 1307–1313.
- Stock M. 1993. Studies on the effects of disturbances on staging Brent Geese: a progress report. *Wader Study Group Bull.* 68: 29–34.
- Summers P.D., Cunnington G.M., Fahrig L. 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *J. Appl. Ecol.* 48: 1527–1534.
- Thomas P.W. 1999. The effects of low-level flying military aircraft on the reproductive output of Osprey in Labrador and northeastern Québec. National Library of Canada.
- Transport Canada 1999. Controlling Canada Geese. *Airport Wildl. Manage. Bull.* No. 25.
- Trimper P.G., Standen N.M., Lye L.M., Lemon D., Chubbs T.E., Humphries G.W. 1998. Effect of Low-Level Jets Aircraft Noise on behavior of Osprey. *J. Appl. Ecol.* 35: 122–130.
- Trimper P.G., Thomas P. 2001. Osprey Research Relating to the Low-Level Flying Program in Labrador and Quebec. Effects of Noise on Wildlife Conference: conference proceedings. Happy Valley-Goose Bay, Labrador, August 22–23, 2000. *Terra Borealis* No. 2.
- ULC (Urząd Lotnictwa Cywilnego) 2013. Wykaz lądowisk cywilnych wpisanych do ewidencji. http://www.ulc.gov.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=42&Itemid=147. Aktualizacja 2 stycznia 2013.
- US Forest Service. 1992. Report to Congress: Potential Impacts of Aircraft Overflights of National Forest System Wilderness. U.S. Government Printing Office 1992-0-685-234/61004. Washington D.C.
- Ward D.H., Stehn R.A., Derksen D.V. 2001. Response of Geese to Aircraft Disturbances. Effects of Noise on Wildlife Conference: conference proceedings: Happy Valley-Goose Bay, Labrador, August 22–23, 2000. *Terra Borealis* No. 2.
- Ward D.H., Stehn R.A., Erickson W.P., Derksen D.V. 1999. Response of fall-staging Brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *J. Wildl. Manage.* 63: 373–381.
- Washburn B.E., Seamans T.W. 2004. Management of vegetation to reduce wildlife hazard at airports. 2004 FAA Worldwide Airport Technology Transfer Conference. Atlantic City, New Jersey, USA.
- Watson J.W. 1993. Responses of nesting Bald Eagle to helicopter surveys. *Wildlife Soc. B.* 21: 171–178.
- White-Robinson R. 1982. Inland and saltmarsh feeding of wintering Brent Gees in Essex. *Wildfowl* 33: 113–118.
- Wiehle D., Neubauer G. 2010. Występowanie mewy srebrzystej *Larus argentatus*, białogłowej *L. cachinnans* i romańskiej *L. michahellis* w Dolinie Górnej Wisły. *Ornis Pol.* 51: 195–203.
- Witmer G.W., Fantinato J.W. 2003. Management of rodent population at airports. USDA National Wildlife Research Center, Staff Publications. Paper 291.
- Wood W.E., Yezerinac S.M. 2006. Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *Auk* 123: 650–659.
- Wright S.E. 2007. Bald Eagles: A Threatened Species becomes a Threat to Aviation. Bird Strike Committee USA/Canada. 9th Annual Meeting. Kingston, Ontario. Pp. 1–10. www.birdstrike-canada.com
- Zonfrillo B. 1992. The menace of low-flying aircraft to Ailsa Craig. *Scottish Bird News* 28: 4.

Michał Skakuj

Komitet ds. Zderzeń Statków Powietrznych ze Zwierzętami
Piecewska 30B/16, 80-288 Gdańsk
ekoaviation@michalskakuj.com

Ignacy Kitowski

Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Chełmie
Pocztowa 54, 22-100 Chełm
ignacyk@autograf.pl

Dorota Łukasik

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa
dorota.lukasik@gdos.gov.pl