

Opracowanie zbiorowe pod redakcją

Doroty Zawadzkiej, Michała Ciacha, Tomasza Figarskiego, Łukasza Kajtoch i Łukasza Rejta

**Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich
w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000**

Warszawa 2013

Recenzent:
dr inż. Tadeusz Mizera

Zdjęcia:
Dariusz Anderwald
Michał Ciach
Tomasz Figarski
Łukasz Kajtoch
Andrzej Łukijańczuk
Agata Piestrzyńska-Kajtoch
Marian Stój
Grzegorz Zawadzki

Wydawca:
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Departament Obszarów Natura 2000
Departament Ocen Oddziaływania na Środowisko
ul. Wawelska 52/54
00-922 Warszawa
www.gdos.gov.pl

ISBN 978-83-62940-35-6 (wersja drukowana)
ISBN 978-83-62940-36-3 (wersja elektroniczna)

Dofinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w ramach programu priorytetowego „Wspieranie systemu ocen oddziaływania na środowisko i obszarów Natura 2000”, zgodnie z umową nr 396/2010/Wn-50/NE-00/D z dnia 17.08.2010 r.

© Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Wydanie pierwsze

Nakład 1000 egz.

Skład, łamanie i druk:
Przedsiębiorstwo Poligraficzno-Usługowe „Multigraf” s.c. Rafał Ellert, Jarosław Tomczuk,
ul. Bielińska 76c, 85-135 Bydgoszcz

Zalecany sposób cytowania:

Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. 2013. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GDOŚ, Warszawa.

Ciach M., Kosiński Z. 2013. Dzieciół czarny *Dryocopus martius*. W: Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GDOŚ, Warszawa, ss. 71–79.

Autorzy

Dariusz Anderwald

Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn

Zbigniew Bonczar

Katedra Zoologii i Ekologii, Wydział Hodowli i Biologii Zwierząt, Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

Zdzisław Cenian

Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn

Michał Ciach

Zakład Zoologii i Łowiectwa, Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków

Dorota Czeszczewik

Katedra Zoologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach, ul. B. Prusa 12, 08-110 Siedlce

Andrzej Dombrowski

Mazowiecko-Świętokrzyskie Towarzystwo Ornitologiczne, ul. Świerkowa 18, 08-110 Siedlce

Tomasz Figarski

Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN, ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

Andrzej Górski

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, plac Łódzki 3, 10-727 Olsztyn

Piotr Indykiewicz

Katedra Zoologii i Kształtowania Krajobrazu, Wydział Hodowli i Biologii Zwierząt, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, ul. Kordeckiego 20, 85-225 Bydgoszcz

Łukasz Kajtoch

Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN, ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

Janusz Kłoskowski

Zakład Ochrony Przyrody, Instytut Biologii i Biochemii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin

Ziemowit Kosiński

Zakład Biologii i Ekologii Ptaków, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Dominik Krupiński

Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian”, ul. Radomska 22/32, 02-323 Warszawa

Krzysztof Kujawa

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań

Paweł Mirski

Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku, ul. Świerkowa 20b, 15-950 Białystok, Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn

Marcin Polak

Zakład Ochrony Przyrody, Uniwersytet im. M. Curie-Skłodowskiej, ul. Akademicka 19, 20-033 Lublin

Tomasz Przybyliński

Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn, Muzeum Miasta Pabianic, Stary Rynek 1/2, 95-200 Pabianice

Marcin Rejmer

Departament Ocen Oddziaływania na Środowisko, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

Łukasz Rejt

Departament Obszarów Natura 2000, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

Zuzanna Rosin

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

Michał Skierczyński

Zakład Ekologii Behawioralnej, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Marian Stój

Komitet Ochrony Orłów, Region Podkarpacki, ul. Podzamcze 1a, 38-200 Jasło

Paweł Szymański

Zakład Ekologii Behawioralnej, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Piotr Tryjanowski

Instytut Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań

Przemysław Wylegała

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

Dorota Zawadzka

Instytut Nauk Leśnych Uniwersytet Łódzki, Filia w Tomaszowie, ul. Konstytucji 3 Maja 65/67, 97-200 Tomaszów Mazowiecki, Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn, Komitet Ochrony Kuraków, Poręba Wielka 590, 34-735 Niedźwiedź

Jerzy Zawadzki

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Radomiu, ul. 25 Czerwca 68, 26-600 Radom, Komitet Ochrony Orłów, ul. Niepodległości 53/55, 10-044 Olsztyn

Adam Zbyryt

Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, ul. Ciepła 17, 15-471 Białystok

Zbigniew Żurek

Komitet Ochrony Kuraków, Poręba Wielka 590, 34-735 Niedźwiedź, Gorceński Park Narodowy, Poręba Wielka 590, 34-735 Niedźwiedź

Spis treści

Siedliska ptasie — przedmiot ochrony w obszarach Natura 2000	7
Siedliska ptasie — opis i ocena stanu zachowania	15
Bączek <i>Ixobrychus minutus</i>	17
Bąk <i>Botaurus stellaris</i>	22
Bielik <i>Haliaeetus albicilla</i>	28
Błotniak łąkowy <i>Circus pygargus</i>	35
Błotniak stawowy <i>Circus aeruginosus</i>	41
Bocian czarny <i>Ciconia nigra</i>	46
Cietrzew <i>Tetrao tetrix</i>	53
Drozd obrożny <i>Turdus torquatus</i>	58
Dzięcioł białogrzbisty <i>Dendrocopos leucotos</i>	64
Dzięcioł czarny <i>Dryocopus martius</i>	71
Dzięcioł średni <i>Dendrocopos medius</i>	80
Dzięcioł trójpalczasty <i>Picoides tridactylus</i>	87
Dzięcioł zielonosiwy <i>Picus canus</i>	94
Gadożer <i>Circaetus gallicus</i>	103
Gąsiorek <i>Lanius collurio</i>	107
Głuszec <i>Tetrao urogallus</i>	114
Jarząbek <i>Tetrastes bonasia</i>	121
Jarzębatka <i>Sylvia nisoria</i>	126
Kania czarna <i>Milvus migrans</i>	133
Kania ruda <i>Milvus milvus</i>	138

Kraska <i>Coracias garrulus</i>	142
Kulik wielki <i>Numenius arquata</i>	147
Lelek <i>Caprimulgus europaeus</i>	152
Lerka <i>Lullula arborea</i>	158
Muchołówka białoszyja <i>Ficedula albicollis</i>	164
Muchołówka mała <i>Ficedula parva</i>	168
Nurogęs <i>Mergus merganser</i>	176
Orlik krzykliwy <i>Aquila pomarina</i>	181
Orzeł przedni <i>Aquila chrysaetos</i>	188
Perkoz rdzawoszyi <i>Podiceps grisegena</i>	193
Puchacz <i>Bubo bubo</i>	198
Puszczyk uralski <i>Strix uralensis</i>	203
Rybitwa rzeczna <i>Sterna hirundo</i>	209
Rybołów <i>Pandion haliaetus</i>	215
Rycyk <i>Limosa limosa</i>	220
Siniak <i>Columba oenas</i>	225
Siwerniak <i>Anthus spinoletta</i>	229
Sóweczka <i>Glaucidium passerinum</i>	234
Śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	239
Trzmielojad <i>Pernis apivorus</i>	245
Włochatka <i>Aegolius funereus</i>	249
Zimorodek <i>Alcedo atthis</i>	253

Siedliska ptasie — przedmiot ochrony w obszarach Natura 2000

Obszary specjalnej ochrony ptaków w Polsce

Przystępując w 2004 r. do Unii Europejskiej Polska, podobnie jak pozostałe kraje członkowskie, została zobligowana do wyznaczenia i objęcia ochroną sieci obszarów specjalnej ochrony ptaków — OSO (ang. *Special Protection Areas — SPA*) w celu wypełnienia zapisów dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz. Urz. WE L20 z 26.01.2010), wprowadzających obowiązek zapewnienia właściwej ochrony gatunkom ujętym w załączniku I dyrektywy oraz regularnie występującym gatunkom migrującym.

Zgodnie z zobowiązaniami wynikającymi z Traktatu o przystąpieniu Rzeczypospolitej Polskiej do Unii Europejskiej podpisanego 16 kwietnia 2003 r. w Atenach, na terytorium Polski wyznaczono 141 obszarów specjalnej ochrony ptaków, w tym wszystkie (140) istniejące wówczas ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (ang. *Important Bird Areas — IBA*) (Sidło i in. 2004). W ocenie Komisji Europejskiej lista 141 obszarów specjalnej ochrony ptaków, wyznaczonych na terenie kraju do końca 2008 r., spełniła warunek określony w art. 4 dyrektywy 2009/147/WE w zakresie klasyfikacji najbardziej odpowiednich obszarów pod względem liczby i powierzchni jako obszarów specjalnej ochrony w ramach morskiego i lądowego regionu geograficznego.

W 2010 r. polska sieć obszarów ptasich została powiększona o 3 kolejne, wyznaczone rozporządzeniem Ministra Środowiska z grudnia 2010 r. (Góry Iżerskie PLB020009, Sudety Wałbrzysko-Kamiennogórskie PLB020010, Bagno Pulwy PLB140015), zaś w 2012 r. — o obszar Doliny Przysowy i Słudwi PLB100003. Wspomniane obszary zostały wskazane jako kompensacje przyrodnicze w związku z realizacją inwestycji polegających na budowie infrastruktury drogowej. Łącznie 145 obszarów specjalnej ochrony ptaków w polskiej sieci Natura 2000 zajmuje 55 708 km², czyli niemal 16% powierzchni kraju.

Ochrona siedlisk ptasich i pojęcie właściwego stanu ochrony

Zgodnie z zapisami art. 1 ust. 2, art. 3 i art. 4 dyrektywy 2009/147/WE, ochronie podlegają nie tylko gatunki jako takie, lecz również ich siedliska¹. Państwa członkowskie zobligowane są do objęcia tych siedlisk ochroną w stopniu zapewniającym przetrwanie i rozwój populacji ptaków w ich naturalnym zasięgu. Stąd w decyzji wykonawczej Komisji Europejskiej z dnia 11 lipca 2011 r. w sprawie formularza zawierającego informacje o terenach proponowanych jako tereny Natura 2000 (2011/484/UE, Dz. Urz. UE L 198/39 z dnia 30. 07. 2011), jednym z kryteriów oceny znaczenia obszaru dla danego gatunku jest „stan zachowania” obejmujący dwa podkryteria: stan zachowania cech siedliska² istotnych dla gatunku oraz możliwości odtworzenia (elementów siedliska). Warto przy tym zauważyć, iż dyrektywa 2009/147/WE nie wymaga raportowania przez kraj członkowski o stanie siedlisk ptasich, tym niemniej informacje te są niezbędne np. do przygotowania planów zadań ochronnych.

¹ W polskim tłumaczeniu tekstu dyrektywy pojawia się sformułowanie „naturalne siedliska”, nieistniejące w innych wersjach językowych tego dokumentu. Należy przyjąć, iż podczas tłumaczenia zastosowano zawężającą interpretację terminu „siedlisko gatunku”.

² W polskim tłumaczeniu tekstu decyzji jest „siedliska przyrodniczego”, lecz np. w tekście angielskim użyto sformułowania *habitat*, nie *habitat type*, co wyraźnie wskazuje, iż w tym przypadku chodzi o siedlisko gatunku, nie o siedlisko przyrodnicze. Podobnie brak określenia „siedlisko przyrodnicze” w innych tłumaczeniach.

Zgodnie z zapisami ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2013 r., poz. 627 ze zm.) sprawujący nadzór nad obszarem specjalnej ochrony ptaków — regionalny dyrektor ochrony środowiska, dyrektor parku narodowego bądź dyrektor urzędu morskiego — mają obowiązek sporządzenia planów zadań ochronnych (art. 28) lub planów ochrony (art. 29) dla każdego obszaru Natura 2000. W obu przypadkach są to dokumenty kluczowe dla zarządzania obszarem, definiujące przedmioty ochrony i określające zakres zadań stojących przed sprawującym nadzór nad obszarem koniecznych dla zachowania gatunków ptaków i ich siedlisk we właściwym stanie ochrony.

Rozporządzenia Ministra Środowiska nakładają na sprawującego nadzór nad obszarami Natura 2000, podczas tworzenia planu zadań ochronnych [rozporządzenie z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. Nr 34, poz. 186)] lub planu ochrony [rozporządzenie z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. Nr 64, poz. 401)] obowiązek wykonania oceny stanu ochrony przedmiotów ochrony, polegającej w przypadku gatunków na, m.in., ocenie parametru „siedlisko gatunku”, uwzględniając wielkość i jakość poszczególnych wydzieli siedliska gatunku w porównaniu z cechami siedliska gatunku typowymi dla właściwego stanu ochrony, wyrażonych za pomocą wskaźników wielkości i jakości siedliska gatunku.

Zgodnie z definicją zawartą w art. 1 dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206, s. 7), stan ochrony gatunku uznawany jest za właściwy (FV), jeżeli:

- dane o dynamice liczebności populacji wskazują, że same utrzymują się w skali długoterminowej jako trwałe składnik swoich siedlisk (czyli liczebność jest stabilna w dłuższym okresie, przy czym mogą występować naturalne fluktuacje), populacja wykorzystuje potencjał obszaru, a struktura wiekowa, rozrodność i śmiertelność prawdopodobnie nie odbiegają od normy);
- naturalny zasięg gatunków nie zmniejsza się ani nie ulegnie zmniejszeniu w dającej się przewidzieć przyszłości (czyli powierzchnia siedliska gatunku jest wystarczająco duża, a jakość siedliska odpowiednio dobra dla długoterminowego przetrwania gatunku);
- istnieje i prawdopodobnie będzie istnieć siedlisko wystarczająco duże, aby utrzymać swoje populacje przez dłuższy czas (czyli brak jest istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się wystąpienia większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku, zachowanie gatunku w perspektywie 10–20 lat jest niemal pewne).

W przypadku gatunków ptaków stanowiących przedmiot ochrony w obszarze Natura 2000, określenie właściwego stanu ochrony, rozumianego jako stabilna (z zastrzeżeniem naturalnych fluktuacji) wielkość populacji, wydaje się być relatywnie proste. Ocena ta zazwyczaj ściśle związana jest z liczebnością populacji, zagęszczeniem na jednostkę powierzchni, przeżywalnością bądź sukcesem lęgowym. Prowadząc stały monitoring populacji gatunku możliwe jest zatem określenie trendu liczebności i ocena perspektywy zachowania gatunku w danym obszarze. Nawet nie znając dokładnej wielkości populacji zasiedlającej konkretny obszar, monitorując na stałych powierzchniach wahania liczebności, można określić, czy liczebność spada, czy wzrasta, i tym samym określić ewentualny negatywny wpływ działań podejmowanych w obszarze Natura 2000. Jednak jednym z elementów oceny stanu ochrony jest rozległość siedliska wykorzystywanego przez dany gatunek oraz jego jakość i perspektywy zachowania. Tym samym do oceny stanu ochrony gatunku konieczne jest nie tylko monitorowanie wielkości populacji i zachodzących w niej zmian, lecz również rozpoznanie siedliska bytowania gatunku oraz ocena jego jakości.

Wyznaczanie siedlisk ptasich

Możliwość rozpoznania siedlisk ważnych dla właściwego funkcjonowania populacji ptaków stanowiących przedmioty ochrony w obszarach specjalnej ochrony ptaków oraz umiejętność oceny kierunku zmian zachodzących w miejscach istotnych dla konkretnych gatunków stanowi obecnie jeden z głównych problemów związanych z zarządzaniem siecią Natura 2000. Bez zapewnienia właściwego stanu zachowania elementów składających się na „obszar funkcjonalny” gatunku stanowiący sumę siedlisk wykorzystywanych jako biotop lęgowy, żerowiska, miejsca odpoczynku podczas migracji itp., niemożliwym jest zapewnienie właściwego stanu zachowania przedmiotu ochrony w obszarze. Z punktu widzenia sprawującego nadzór nad obszarem Natura 2000 kluczowe jest zatem określenie, jakie siedliska bądź elementy występujące w środowisku mogą wchodzić w skład „obszaru funkcjonalnego” (siedliska ptasiego) i jakie cechy siedliska mogą rzutować na zachowanie gatunku w przyszłości.

Sytuację komplikuje fakt, iż brak jest jednoznacznych, łatwych do weryfikacji kryteriów oceny jakości siedlisk dla wielu gatunków ptaków. Można przyjąć, że właściwie każdy ekspert posługuje się własnym, często subiektywnym zestawem cech, na podstawie których rozpoznaje siedlisko bytowania danego gatunku oraz określa przydatność danego płata siedliska dla poszczególnych gatunków ptaków. W efekcie za każdym razem tworzona jest odrębna, zazwyczaj niepowtarzalna, metodyka oparta w znacznej mierze na doświadczeniu terenowym i wiedzy eksperta. Biorąc pod uwagę różne doświadczenie zawodowe i motywacje, w efekcie każda ocena ekspercka może zostać zakwestionowana. Należy stwierdzić, iż obecnie nie istnieje spójny system identyfikacji siedlisk poszczególnych gatunków ptaków (oraz wielu gatunków zwierząt należących do innych grup systematycznych), a zgoda co do wymagań siedliskowych ogranicza się jedynie do gatunków wyspecjalizowanych i/bądź zajmujących bardzo specyficzne nisze ekologiczne.

W podręczniku przygotowanym pod redakcją Gromadzkiego (2004) zaproponowano dla gatunków z załącznika I dyrektywy 2009/147/WE oraz niektórych gatunków migrujących niewymienionych w tym załączniku, wykazy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG, które mogą być istotne dla tych gatunków ptaków. Bez wątpienia zestawienie danych ornitologicznych i siedliskowych jest próbą pogodzenia ze sobą dwóch zupełnie odmiennych sposobów postrzegania przyrody i zachodzących w niej zjawisk. Podobne podejście zaproponowali wcześniej Tucker i Evans (1997), wskazując osiem głównych typów siedlisk przyrodniczych istotnych dla ptaków w Europie. Autorzy, dla wybranych siedlisk, wskazali zarówno działania ochronne, jak również gatunki ptaków, które mogą najbardziej skorzystać na szeroko zakrojonych działaniach związanych z ochroną poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych. Cennym elementem tego opracowania jest również wskazanie zagrożeń oddziałujących na wybrane siedliska. Zarówno w opracowaniu Tuckera i Evansa (1997), jak i Gromadzkiego (2004) brak jest jednak precyzyjnego wskazania cech siedlisk identyfikujących je jako miejsca bytowania poszczególnych gatunków oraz sposobów dokonania oceny jakości siedlisk w gradiencie najlepsze-nieprzydatne. Podobne podejście można zauważyć również w publikacjach dotyczących sposobu konstruowania planów zarządzania obszarami ptasimi w Europie (Ingo i in. 2010).

Siedliska przyrodnicze, z uwagi na ściśle określone zestawy cech diagnostycznych, są relatywnie łatwe do rozpoznania i stanowią elementy przestrzeni wykorzystywane przez określone gatunki ptaków. Jednak ze względu na specyfikę gatunków ptaków pod uwagę należy brać nie tylko siedliska przyrodnicze chronione na mocy dyrektywy Rady 92/43/EWG, ale także wszelkie inne siedliska istotne dla występowania ptaków, jak również inne elementy występujące w środowisku, nie stanowiące wyznaczników siedlisk przyrodniczych, jak np.: wielkość płatów, odległość od potencjalnych terenów żerowiskowych, wiek drzewostanów i ich strukturę, ponieważ to one często stanowią o atrakcyjności danego płata siedliska i warunkują zakres wykorzystania go przez konkretny gatunek.

W niniejszym podręczniku zachowano dotychczasowe podejście polegające na prezentacji listy siedlisk przyrodniczych z załącznika 1 dyrektywy Rady 92/43/EWG, które mogą być istotne dla poszczególnych gatunków ptaków. Jednak ważną zmianą w porównaniu z dotychczasowym podejściem do wyznaczania siedlisk ptasich jest próba wskazania elementów charakterystycznych siedliska danego gatunku (wielkość płątów leśnych lub terenów otwartych, skład gatunkowy roślinności, wzajemne relacje przestrzenne w mozaice siedlisk, etc.), które na podstawie publikowanych danych naukowych i wiedzy eksperckiej Autorów poszczególnych rozdziałów uznaje się za kluczowe dla oceny jakości siedliska poszczególnych gatunków ptaków oraz określenie wielkości obszaru (obszaru funkcjonalnego) zajmowanego przez dany gatunek, niezbędnego do przetrwania zarówno w okresie lęgowym, jak i w przypadku gatunków osiadłych, w okresie pozalęgowym.

Ocena stanu zachowania siedlisk ptasich

Samo wytypowanie elementów środowiska wskazujących na istnienie siedliska preferowanego przez konkretny gatunek ptaka jest relatywnie proste; problemem trudniejszym jest kwestia określenia stanu zachowania siedlisk ptasich („obszaru funkcjonalnego”) czy kwantyfikacja cech decydujących o jakości takiego siedliska oraz wskazanie wartości granicznych, warunkujących zmiany atrakcyjności danego siedliska dla gatunku.

Zarówno w planach zadań ochronnych, jak i planach ochrony dla obszarów Natura 2000, zgodnie ze wskazaniami zawartymi w rozporządzeniach Ministra Środowiska, ocena parametru „siedlisko gatunku” przyznawana jest w trójstopniowej skali: FV (stan właściwy), U1 (stan niezadowolający) oraz U2 (stan zły). Zgodnie ze wskazaniami ujętymi w rozporządzeniach, siedlisko ocenia się jako FV, gdy jego wielkość jest wystarczająco duża i jakość odpowiednio dobra dla długoterminowego przetrwania gatunku, U1 — gdy wielkość i jakość siedliska jest pogorszona antropogenicznie tak, że nie jest optymalna dla gatunku, zaś U2 — gdy wielkość siedliska jest zdecydowanie zbyt mała lub jakość niewątpliwie niezapewniająca długoterminowego przetrwania gatunku. Do oceny wielkości i jakości siedlisk stosuje się odrębne dla każdego gatunku zestawy wskaźników, przyjęte na podstawie wiedzy naukowej do celów Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) (zgodnie z art. 112 ustawy o ochronie przyrody) i raportów do Komisji Europejskiej (zgodnie z art. 38 ww. ustawy). O ile jednak w ramach statutowej działalności Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, prowadzącego monitoring siedlisk i gatunków w ramach PMŚ opracowano wskaźniki dla części siedlisk przyrodniczych oraz części gatunków zwierząt innych niż ptaki, o tyle dla tych ostatnich takich wskaźników dotychczas nie było. Także w zakresach raportów wymaganych przez KE nie ujęto wymagań dotyczących siedlisk ptasich (http://bd.eionet.europa.eu/activities/Reporting/Article_12/reference_portal). Oznacza to, że właściwie w każdym obszarze Natura 2000, dla każdego gatunku stanowiącego przedmiot ochrony tworzone będą odrębne eksperckie metodyki oceny stanu zachowania siedlisk.

Dla niektórych (być może większości) gatunków ptaków, zwłaszcza związanych z terenami otwartymi, rolniczymi oraz podmokłymi, trudne i wysoce dyskusyjne jest precyzyjne oraz jednoznaczne wskazanie punktów „granicznych” dzielących poszczególne kategorie stanu zachowania. Stosunkowo łatwo można wskazać siedliska optymalne, właściwe z punktu widzenia konkretnego gatunku. Można założyć, iż kategoria FV-1 stanowi zbiór siedlisk idealnych, w pełni odpowiadających potrzebom ekologicznym gatunku („ptasi raj”), zaś U2 należy uznać za kategorię grupującą miejsca skrajnie nieodpowiednie dla bytowania gatunku. Problemem jest ocena i zarządzanie siedliskami zawierającymi się między tymi punktami skrajnymi. Ponadto sprawę komplikuje fakt, iż nie zawsze stan siedliska odpowiedni dla gatunku ptaka jest zbieżny z wymaganiami siedliska jako takiego. Na siedliska optymalne dla gatunków należy też bowiem patrzeć przez pryzmat funkcjonowania samego siedliska (tu: zbiorowiska roślinnego), co ma znaczenie zwłaszcza na terenach

zalesionych. W analizach takich należy raczej brać od uwagę ów „obszar funkcjonalny”, na który może składać się kilka czasem bardzo różniących się od siebie siedlisk (np. starodrzew i łąka), a nie pojedyncze siedliska. O ile w przypadku siedlisk przyrodniczych dysponujemy (choć ciągle niepełną) wiedzą o odpowiadających im wskaźnikach stanu zachowania, to w przypadku „obszarów funkcjonalnych” ptaków są one właściwie nieprzydatne. W niniejszym podręczniku podjęto zatem próbę wymiernej oceny cech siedlisk składających się na „obszar funkcjonalny” danego gatunku ptaka. Dążenie do osiągnięcia możliwie wysokiego stopnia szczegółowości w tym zakresie powinno ułatwić każdorazowo ocenę siedlisk w ramach „obszaru funkcjonalnego” w konkretnym obszarze Natura 2000, a w konsekwencji wspomóc planowanie ochrony siedliska, a tym samym gatunku (przedmiotu ochrony). Opracowanie to wychodzi także naprzeciw potrzebie opracowania jednolitej metodyki oceny stanu zachowania siedlisk poszczególnych gatunków ptaków, co z uwagi na wskazywane powyżej rozbieżności pomiędzy ekspertami (i wykonywanymi przez nich ocenami), wydaje się niezbędne dla umożliwienia jednolitego i spójnego zarządzania całą siecią Natura 2000 w Polsce.

W niniejszym opracowaniu każdy rozdział podręcznika zbudowany jest według podobnego schematu. Dla każdego gatunku opisane są kolejno:

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce (gdzie określono liczebność i wskazano 1% reprezentacji, a także trend liczebności oraz rozpowszechnienia).
2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym.
3. Wskazania fenologiczne (wskazano daty graniczne — np. przylotu i rozpoczęcia migracji jesiennej, które należy brać pod uwagę np. przy planowaniu prac i inwestycji).
4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek (tam, gdzie było to możliwe, rozdzielono je na lęgowe i żerowiskowe, określając np. siedliska przyrodnicze ujęte w zał. I dyrektywy 2009/147/WE, strukturę wiekową i skład gatunkowy drzewostanów czy obecność specyficznych elementów środowiska — np. terenów otwartych, cieków wodnych czy innych czynników mających wpływ na przydatność siedliska dla gatunku, tj. elementy strukturalne, elementy liniowe/punktowe niezbędne w siedlisku danego gatunku).
5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek z podziałem na lęgowe i żerowiskowe (jeśli są znane).
6. Kryteria stanu zachowania siedlisk, uwzględniające dotychczasowe doświadczenia z monitoringu siedlisk przyrodniczych (wg skali proponowanej dla siedlisk: FV, U1, U2 lub FV-1, FV-2, U1, U2), w tym odniesienie do elementów „zewnętrznych” (drapieżnictwo, antropopresja itp., jeśli było to możliwe do ustalenia).
7. Istniejące i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk).
8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków (w tym m.in. użytkowanie gospodarcze — leśne, rolne, rybne oraz wykorzystanie infrastrukturalne itd.).

W przypadku znaczących różnic między populacjami góorskimi i zasiedlającymi tereny nizinne (np. głuszczyki białogrzbiste czy trójpalczaste) opracowano osobne zestawy wskazań dla każdej z nich.

Biorąc pod uwagę trudność w formułowaniu kategoriycznych ocen (np. jakość pogorszona *versus* jakość zła), w znaczącej części rozdziałów zamiast trójstopniowej skali ocen właściwego stanu (FV, U1, U2) zastosowano cztery kategorie — FV-1 (stan właściwy), FV-2 (stan umiarkowany), U1 (stan niezadowolający) i U2 (stan zły). W opracowaniu przyjęto następujące kryteria wyróżniające poszczególne oceny:

FV-1 — gatunek stale obecny, wysokie zagęszczenia na jednostkę powierzchni, dobre parametry rozrodu, siedliska optymalne, populacja typu źródło — *source*³,

FV-2 — gatunek regularnie obecny, zagęszczenia przeciętne lub niskie na jednostkę powierzchni, parametry rozrodu przeciętne lub słabe, siedliska dobre mogące w nieodległej perspektywie czasowej (np. 10–20 lat) osiągnąć stan FV-1,

U1 — gatunek obecny, niskie zagęszczenia na jednostkę powierzchni, niska produkcja młodych bądź jej brak, siedliska suboptymalne mogące w przyszłości osiągnąć stan FV-2, populacja typu ujście — *sink*⁴,

U2 — gatunek nieobecny lub obecny, ale o wyraźnym spadkowym trendzie liczebności, prowadzącym w nieodległej przyszłości do jego zaniku, siedliska nieodpowiednie, mogące jednak w długiej perspektywie czasowej osiągnąć stan U1.

Z uwagi na fakt, iż na potrzeby sporządzania planów zadań ochronnych/planów ochrony, gdzie wymagana jest trójstopniowa skala ocen stanu ochrony, podczas przygotowywania dokumentacji planu oraz projektów zarządzeń regionalnych dyrektorów ochrony środowiska lub rozporządzeń Ministra Środowiska, należy połączyć ze sobą wskazania FV-1 oraz FV-2 w ocenę FV. Alternatywnie można zastosować stopniowanie: dla obszaru, w którym gatunek tworzy populację ważną w skali kraju/wspólnoty (ocena populacji: A lub B), jako stan U1 przyjąć cechy opisane dla FV-2, natomiast w sytuacji, gdy populacja w obszarze jest relatywnie niewielka (ocena populacji: C), dopuszczalne jest uznawanie oceny FV-2 jako FV.

Zasada działania algorytmów prezentowanych przy opisach siedlisk dla poszczególnych gatunków opiera się na jednoczesnym spełnieniu zawartych w nich kryteriów. Czyli, aby analizowany płat siedliska mógł otrzymać konkretną ocenę (FV-1, FV-2, U1, U2), musi spełniać wszystkie kryteria, jakie charakteryzują daną ocenę.

Niniejsza publikacja w zamyśle Autorów ma stanowić merytoryczną podstawę podczas opracowywania planów zadań ochronnych/planów ochrony dla obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Bez wątplenia nie można traktować tej publikacji jako sztywnych, niezmiennych wytycznych; stanowi ona raczej propozycję rozwiązań i wskazuje na sposób postrzegania elementów siedlisk ważnych dla poszczególnych gatunków. Dlatego też ze względu na coraz liczniej powstające plany zarządzania poszczególnymi obszarami ptasimi, jednym z efektów niniejszej publikacji powinna być dyskusja nad ujętymi w niej propozycjami, ich zakresem czy istotnością dla konkretnej populacji w konkretnym obszarze Natura 2000.

Łukasz Rejt

³ Populacja typu *source* — populacja źródłowa, której reprodukcja zapewnia przetrwanie na danym terenie i umożliwia kolonizację sąsiednich

⁴ Populacja typu *sink* — populacja ujściowa, której reprodukcja nie zapewnia przetrwania bez ciągłego zasilania przez populacje źródłowe.

Literatura

Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. 2009. Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa.

Decyzja wykonawcza Komisji z dnia 11 lipca 2011 r. w sprawie formularza zawierającego informacje o terenach Natura 2000 w sprawie formularza zawierającego informacje o terenach proponowanych jako tereny Natura 2000 (2011/484/UE, Dz. Urz. UE L 198/39 z dnia 30.07.2011).

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (wersja ujednolicona) (Dz. Urz. WE L20 z 26.01.2010).

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. L 206 z 22.7.1992).

Gromadzki M. (red.). 2004. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura. Ptaki. T. 7 i 8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Inigo A., Infante O., Lopez V., Valls J., Atienza C. (eds). 2010. Guidelines for drafting Natura 2000 Management Plans and special measures to be carried out in SPAs. SEO/Birdlife, Madrid.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. Nr 34, poz. 186).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. Nr 64, poz. 401).

Sidło P. O., Błaszowska B., Chylarecki P. (red.). 2004. Ostoje ptaków o randze europejskiej w Polsce. OTOP, Warszawa.

Tucker G. M., Evans M. I. 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. BirdLife Int., Cambridge.

Siedliska ptasie — opis i ocena stanu zachowania

Bączek *Ixobrychus minutus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Bączek jest bardzo nielicznym ptakiem lęgowym występującym w Polsce niżowej (najwyżej stwierdzony na wysokości 350 m n.p.m.). Rozmieszczony jest nierównomiernie — najbardziej rozpowszechniony w zachodniej i południowej części kraju (w Wielkopolsce, na Górnym Śląsku i w Małopolsce) — natomiast na północy jest skrajnie nieliczny (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kupczyk i Cempulik 2007, Betleja 2009). Liczebność gatunku szacowana jest na 700–800 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kupczyk i Cempulik 2007). Ponad 1% krajowej populacji bączka, czyli co najmniej 7 par, gniazduje w następujących obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 bądź ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Lasy Puszczy nad Drawą (5–10 par), Bory Tucholskie (5–8 par), Ostoja Biebrzańska (7 par), Dolina Samicy (7–10 par), Dolina Małej Wełny (9–12 par), Dolina Środkowej Warty (5–10 par), Lasy Parczewskie (10–20 par), Ostoja Nieliska (5–10 par), Puszcza Solska (10–12 par), Roztocze (min. 9 par), Zlewnia Górnej Huczwy (7 par), Stawy w Brzeszczach (9 par), Dolina Dolnego Wieprza (min. 10 par), Lasy Radłowskie (6–10 par), Puszcza Sandomierska (3–10 par), Dolina Średzkiej Strugi i Maskawy (5–7 par), Dolina Baryczy (29–45 par), Pojezierze Sławskie (24–35 par), Zbiornik Wonieść (8–13 par), Dolina Dolnej Skawy (23–30 par), Dolina Górnej Odry (11–20 par), Dolina Dolnej Soły (12–20 par), Dolina Nidy (19 par), Dolina Górnej Wisły (9–17 par), Dolina Środkowej Wisły (5–15 par), Dolina Tyśmienicy (10–15 par), Ostoja Nadgoplańska (14–16 par), Bagienna Dolina Narwi (2–30 par) (za Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione).

Od lat 80. XX wieku obserwowany jest silny spadek liczebności bączka, zarówno w Polsce, jak i w innych krajach Europy Środkowej. Wynika to z postępujących przekształceń środowiska, ale także z sytuacji na zimowiskach i trasach wędrówek. Charakterystyczne są dla niego także krótkoterminowe znaczne fluktuacje liczebności (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kupczyk i Cempulik 2007).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Bączek jest gatunkiem terytorialnym i zwykle występuje w rozproszeniu. Może także gniazdować w skupieniach — gniazda spotykano w odległości 50 m, a nawet 5 m od siebie (Dombrowski 2004, Betleja 2009). Zdaniem Cempulika (1994) zasiedla jedynie niektóre fragmenty dostępnych siedlisk, wykazując tendencję do gniazdowania w luźnych koloniach. We Włoszech nie był w ogóle stwierdzany we fragmentach odpowiednich siedlisk (bagienne obniżenia terenu) mniejszych niż 4,6 ha, a jego terytoria osobnicze określono na ok. 3,2 ha (Benassi i in. 2009). Na Słowacji gniazdował nawet na terenie niewielkich (2–5 ha) stawów otoczonych wąskim (max. 2–4 m) pasem trzciny (Trnka i in. 2010). W Austrii minimalna powierzchnia zasiedlanych akwenów wynosiła 0,8 ha, natomiast najmniejszy płat trzcinowiska 0,02 ha (Sabathy 1998).

Zagęszczenia bączka na stawach w Małopolsce wynosiły 0,2 p/10 ha (k. Zatora) i 0,4 p/10 ha (k. Spytkowic) (Kupczyk i Cempulik 2007), a na dwóch kompleksach stawów rybnych na Lubelszczyźnie — 0,03–0,1 samca/10 ha (Nieoczym 2010). W wysokich zagęszczeniach występował na niewielkich pokopalnianych zbiornikach zapadliskowych „Żabie Doły” między Chorzowem a Bytomiem — 1,5–2 p/1 ha (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), a także na Jeziorku Czerniakowskim (starorzecze Wisły) w Warszawie — do 5 p/10 ha po powierzchni zbiornika lub 2 p/1 ha trzcinowiska (Dombrowski 2004).

3. Wskazania fenologiczne

Przelot wiosenny trwa od początku kwietnia do końca maja. Składanie jaj rozpoczyna się przeważnie w drugiej połowie maja i w czerwcu. Przelot jesienny obejmuje okres od drugiej dekady sierpnia do końca września, a ostatnie osobniki notowano jeszcze w końcu października (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Dombrowski 2004, Betleja 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Bączek zasiedla różne typy zbiorników wodnych, zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych — obrzeża eutroficznych jezior, zabagnione doliny rzeczne, starorzecza, glinianki, żwirownie, stawy hodowlane, zbiorniki zaporowe, zbiorniki zapadliskowe, a nawet śródmiejskie zbiorniki wodne, stawy kolmatacyjne. Odpowiednie są dla niego obiekty płytkie z dobrze rozwiniętą roślinnością — trzcinowiskami, szuwarami pałki wąskolistnej lub szerokolistnej, zaroślami łęgowymi, zaroślami krzewiastych wierzb (wikiniska, łozowiska). Gniazda umieszcza w trzcinach, szuwarach pałki lub na krzewach do 2 m nad lustrem wody lub lądem (Cempulik 1994, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Dombrowski 2004, Kupczyk i Cempulik 2007, Nieoczym 2007, Betleja 2009).

Wśród elementów środowiska i czynników ważnych dla występowania bączka wymienić należy:

- pokrycie obiektu przez roślinność wynurzona; występowanie bączka jest pozytywnie skorelowane z procentem pokrycia powierzchni stawów przez pałkę wąskolistną *Typha angustifolia* oraz trzcinę pospolitą *Phragmites australis* (Kłoskowski i in. 2010); średnia szerokość pasa trzcin w miejscach lokalizacji gniazd wynosiła 10,3 i 13,8 m (zakres od 3 do 32 m) (Cempulik 1994);
- płaty starszej roślinności; w wyborze miejsca łęgowego bardzo istotna jest obecność płatów starych, nieniszczonych przez wiele lat, trzcinowisk i szuwarów, ponieważ obecność starych pędów trzcin umożliwia zasiedlenie danego fragmentu przez ptaki (Ostendrop 1993, Cempulik 1994, Dombrowski 2004, Kupczyk i Cempulik 2007, Betleja 2009);
- zróżnicowanie roślinności; ważnym elementem środowiska bączka jest różnorodność siedlisk (mozaika) występujących w danym fragmencie obiektu (trzcinowisk, zakrzewień, fragmentów zadrzewionych, turzycowisk, Benassi i in. 2009); według Kupczyka i Cempulika (2007) preferuje szuwary trzcinowe i pałkowe w sąsiedztwie łozowisk;
- struktura przestrzenna siedlisk; bączek uważany jest za gatunek skraju trzcinowisk, bowiem najczęściej zakłada gniazda na ich obrzeżach, przy granicy z otwartą wodą, a w głębi zwartych szuwarów zwykle w pobliżu „oczek wody”; stąd też jego występowaniu (i zagęszczeniom) bardziej sprzyjają zróżnicowane przestrzennie obszary trzcinowisk (z występującymi oczkami wodnymi, nieciągłościami, przerwami w pokryciu przez trzcinę) niż powierzchnie jednolite (Ostendrop 1993, Dombrowski 2004); na Górnym Śląsku gniazda lokalizowane były średnio w odległości 1,7 i 4,8 m od wody (Cempulik 1994);
- głębokość wody; występowanie bączka jest uzależnione od poziomu wody zapewniającego zarówno bezpieczeństwo lęgów, jak również odpowiednią bazą pokarmową (Dombrowski 2004); na Górnym Śląsku średnia głębokość wody poniżej gniazd wynosiła 40 cm (zakres 0–90 cm), a zakładane były one ok. 40 cm nad powierzchnią lustra wody (Cempulik 1994).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika 1 Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez bączka:

1150 Zalewy i jeziora przy morskie (laguny),

- 3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne,
7210 Torfowiska nakredowe,
91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Za siedliska suboptymalne można uznać szereg obiektów pochodzenia antropogenicznego (zbiorniki miejskie, pokopalniane, glinianki, zwirownie, rowy melioracyjne i kanały otoczone pasem roślinności itp.), które zostały przez bączka zasiedlone w wyniku utraty siedlisk naturalnych. Niemniej w takich środowiskach może on osiągać wysokie zagęszczenia, nierzadko wyższe niż na stanowiskach naturalnych. W sytuacji zatem, jeżeli ich wielkość i sposób zagospodarowania umożliwiają przetrwanie gatunku w dłuższej perspektywie czasowej, a nie jedynie pojawu efemeryczne, powinny być one uznane za siedliska optymalne.

Siedliskami suboptymalnymi będą te, które umożliwiają bytowanie (bądź pojawianie się) bączka (najczęściej samotnych samców), jednakże nie spełniają w pełni kryteriów opisanych w pkt 4, z uwagi np. na niewystarczającą powierzchnię odpowiedniej roślinności bądź intensywny i nieprzyjazny gatunkowi sposób zagospodarowania (np. wypalanie/wykaszenie roślinności).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — obszar spełniający wszystkie podane dalej kryteria: przypadający na 1 stanowisko fragment zbiornika wód stojących (naturalnego lub sztucznego) [lub fragment strefy przybrzeżnej wolno płynących cieków] o powierzchni min. 5 ha; pokrycie przez roślinność (trzcina, pałka itp.) o naturalnie zróżnicowanej strukturze przestrzennej (nieciągłości w pokryciu, oczka wodne itp.) [lub w przypadku cieków najczęściej przez wikliniska/łozowiska] min. 30%; średnia szerokość pasa roślinności min. 15 m; obecność fragmentów starej roślinności, nieniszczonej od przynajmniej roku; obecność stałego w okresie lęgowym, otwartego lustra wody w otoczeniu roślinności; głębokość wody w strefie roślinności 0,3–0,6 m; w przypadku trzcinowisk, obecność w sąsiedztwie zakrzaczeń wierzbowych (lub innych).

FV-2 (umiarkowany) — obszar spełniający wszystkie podane dalej kryteria: przypadający na 1 stanowisko fragment zbiornika wód stojących (naturalnego lub sztucznego) (lub fragment strefy przybrzeżnej wolno płynących cieków) o powierzchni min. 4 ha; pokrycie przez roślinność (trzcina, pałka itp.) o naturalnie zróżnicowanej strukturze przestrzennej (nieciągłości w pokryciu, oczka wodne itp.) (lub w przypadku cieków najczęściej przez wikliniska/łozowska) min. 20%; średnia szerokość pasa roślinności min. 10 m; obecność fragmentów starej roślinności, nieniszczonej od przynajmniej roku; obecność stałego w okresie lęgowym, otwartego lustra wody w otoczeniu roślinności; głębokość wody w strefie roślinności poniżej 0,3 lub powyżej 0,6 m; w przypadku trzcinowisk, obecność w sąsiedztwie zakrzaczeń wierzbowych (lub innych).

U1 (niezadowolający) — obszar spełniający wszystkie podane dalej kryteria: przypadający na 1 stanowisko fragment zbiornika wód stojących (naturalnego lub sztucznego) [lub fragment strefy przybrzeżnej wolno płynących cieków] o powierzchni min. 3 ha; pokrycie przez roślinność (trzcina, pałka itp.) o naturalnie zróżnicowanej strukturze przestrzennej (nieciągłości w pokryciu, oczka wodne itp.) (lub w przypadku cieków najczęściej przez wikliniska/łozowska) min. 10% lub pokrycie przez ww. roślinność, ale o charakterze jednolitym min. 20%; średnia szerokość pasa roślinności min. 5 m; obecność stałego w okresie lęgowym, otwartego lustra wody w otoczeniu roślinności; głębokość wody w strefie roślinności poniżej 0,1 lub powyżej 1,0 m.

U2 (zły) — przypadający na 1 stanowisko fragment zbiornika wodnego o powierzchni min. 1 ha niespełniający co najmniej jednego z kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji (7 par) w jednej ostoi, zakładając minimalną powierzchnię siedliska dla jednej pary — 5 ha, konieczne jest zachowanie min. 35 ha siedlisk wymienionych w pkt 6 o kryterium FV-1. W przypadku siedlisk o gorszym stanie zachowania, ale umożliwiających występowanie gatunku (FV-2/U1), celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni, jako rezerwowego obszaru występowania bączka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Główne zagrożenia dla zachowania populacji bączka wiążą się z przekształceniami środowiska skutkującymi utratą bądź degradacją jego siedlisk lęgowych:

- niszczenie pasów trzcinowisk, zakrzaczeń wierzbowych poprzez ich wypalanie, wycinanie itp., zwłaszcza jeżeli dotyczy to całej powierzchni tych siedlisk na obiekcie,
- regulacje i utrzymanie umocnień hydrotechnicznych w korytach rzecznych; przesuszenie dolin rzecznych,
- niszczenie i dewastacja obszarów starorzeczy, oczek wodnych, lokalnych obniżen terenu; osuszanie terenów podmokłych,
- niszczenie i zabudowa śródmiejskich zbiorników wodnych, zbiorników przemysłowych, glinianek i oczek wodnych,
- intensyfikacja gospodarki rybackiej na stawach hodowlanych, renowacje stawów,
- zaprzestanie gospodarki rybackiej na stawach hodowlanych, skutkujące ich osuszeniem i zarośnięciem,
- zmiany poziomu wody w okresie lęgowym na zbiornikach zaporowych, stawach hodowlanych,
- intensywne wykorzystanie rekreacyjne (sporty wodne, wędkarstwo) obszarów zasiedlonych przez bączka,
- zanieczyszczenie wód.

8. Wskazania dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania:

- ograniczenie zabudowy hydrotechnicznej cieków i zmian ich reżimów hydrologicznych,
- przeciwdziałanie obniżaniu poziomu wód gruntowych,
- ograniczenie prac melioracyjnych, w efekcie których dochodzi do osuszania terenów podmokłych; zachowanie starorzeczy itp.,
- zachowanie fragmentów starej roślinności na powierzchni min. 10% obszaru zasiedlonego przez bączki,
- w przypadku pozyskiwania trzciny, prowadzenie prac etapowo, tak aby w następujących po sobie latach nie pozyskiwać trzciny na tych samych fragmentach terenu,
- popieranie ekstensywnej gospodarki rybackiej na stawach hodowlanych,
- utrzymywanie choćby minimalnego poziomu wody w zbiornikach/stawach wyłączonych (stałe lub okresowo) z użytkowania,
- uporządkowanie i ekstensywne wykorzystanie rekreacyjne i wędkarskie zbiorników i cieków wodnych zasiedlonych przez gatunek,
- popieranie działań zapobiegających i niwelujących zanieczyszczenie wód,
- przeciwdziałanie procederowi wypalania trzcinowisk i innej roślinności.

Literatura

- Benassi G., Battisti C., Luiselli L., Boitani L. 2009. Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marshland fragments. *Wetlands Ecol. Manage.* 17: 555–564.
- Betleja J. 2004. Bączek *Ixobrychus minutus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 109–112.
- Cempulik P. 1994. Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Ökologie der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* an Fisch- und Industrieteeichen Oberschlesiens. *Vogelwelt* 115: 19–27.
- Dombrowski A. 2004. Bączek *Ixobrychus minutus*. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T.7 (cz. I). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 63–66.
- Kłoskowski J., Nieoczym M., Polak M., Pitucha P. 2010. Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97: 673–682.
- Kupczyk M., Cempulik P. 2004. Bączek *Ixobrychus minutus*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2000. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 114–115.
- Nieoczym M. 2007. Znaczenie stawów hodowlanych w Samokłeskach na Lubelszczyźnie w zachowaniu lokalnej różnorodności ptaków wodno-błotnych. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 63: 83–97.
- Nieoczym M. 2010. The importance of fishponds to the preservation of avian biodiversity in agriculture landscape. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* — OL PAN, 7: 290–296.
- Ostendrop W. 1993. Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa (Limnologie aktuell, 5)*. Stuttgart: Schweizerbart, 149–160.
- Sabathy E. 1998. Zum Vorkommen der Zwerggrohndommel (*Ixobrychus minutus*) in Wien unter Berücksichtigung methodischer Aspekte der Bestandserfassung. *Egretta* 41: 67–89.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Trnka A., Prokop P., Batáry P. 2010. Infanticide or interference: Does the great reed warbler selectively destroy eggs? *Ann. Zool. Fennici* 47: 272–277.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Bąk *Botaurus stellaris*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Bąk zasiedla całą niżową Polskę, wyraźnie unikając obszarów górskich (Dombrowski 2001). Najliczniej gniazduje w strefie pojezierzy, a w szczególności w Wielkopolsce i na Mazurach (Kupczyk 2000, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Jednak z uwagi na luki w rozpoznaniu zasięgu można sądzić, że faktyczne rozprzestrzenienie bąka jest większe. Wskazują na to wyniki z Monitoringu Flagowych Gatunków Ptaków w latach 2002–2005, gdzie frekwencja bąka na powierzchniach wynosiła średnio 53% (Sikora i in. 2006). Zarówno stałość występowania, jak i zagęszczenie tego gatunku w naszym kraju maleje w gradiencie północ-południe.

Obecnie krajowa populacja tego gatunku szacowana jest na 4100–4800 samców, czyli 1% reprezentacji wynosi około 45 samców (Dombrowski 2004, Chylarecki i Sikora 2007). Główne ostoje bąka (w granicach, których występuje powyżej 1% polskiej populacji) w naszym kraju skupiają następującą liczbę samców: Dolina Dolnej Odry (39–45 samców), Ostoja Drawska (44–51 samców), Bory Tucholskie (52–68 samców), Puszcza Piska (40–60 samców), Pradolina Warszawsko-Berlińska (50–60 samców), Ostoja Biebrzańska (27–120 samców), Dolina Baryczy (46–53 samców), Dolina Górnej Narwi (49 samców), Niecka Włoszczowska (42–48 samców) (Wilk i in. 2010, uaktualnione). Najnowsza ocena liczebności populacji krajowej została wykonana na podstawie ekstrapolacji z 31 powierzchni próbnych zlokalizowanych w całym kraju i sugeruje aż czterokrotny wzrost w ciągu dwóch dekad. Prawdopodobnie wzrost ten nie był tak spektakularny, a uzyskany wynik w dużym stopniu spowodowany był dokładniejszym poznaniem rozmieszczenia i liczebności tego gatunku w Polsce (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). W Unii Europejskiej bąkowi przyznano kategorię SPEC 3, co ozna-



fot. G. Zawadzki

cza, że jest to gatunek specjalnej troski o niekorzystnym statusie ochronnym, nieskoncentrowany w Europie (Bird Life Int. 2004). W Polsce bąk posiada wysoki status ochronny i został wpisany do pierwszej i drugiej edycji Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt (Lewartowski i Pugaczewicz 1992, Dombrowski 2001). Jednocześnie Polska pełni istotną rolę dla przetrwania tego gatunku, gdyż gnieździ się tu ok. 10% europejskiej populacji oraz ponad 40% populacji występującej w Unii Europejskiej (Sikora i in. 2007, Wilk i in. 2010).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Badania radiotelemetryczne wykazały, iż wielkość arealów osobniczych samców w okresie lęgowym wyniosła: w Wielkiej Brytanii od 7 do 76 ha (mediana = 15 ha, Gilbert i in. 2005), we Włoszech — od 5 do 120 ha (mediana = 34 ha, Puglisi i in. 2003), jednak zauważono, że ptaki w różnym stopniu wykorzystywały siedliska w obrębie terytoriów, składających się z 1–4 stałych miejsc (centrów) sukcesywnie odwiedzanych w trakcie sezonu lęgowego. Na Lubelszczyźnie i południowym Podlasiu najmniejsze stawy rybne, wykorzystywane w okresie lęgowym zarówno przez terytorialne samce, jak i gniazdujące samice, miały powierzchnię lustra wody oraz szuwarów co najmniej 15 ha (Polak i Kasprzykowski 2009), choć same lęgi z sukcesem stwierdzono w skrajnie małych płatach trzcinowisk o powierzchni nieprzekraczającej 0,03 ha (Polak i Krogulec 2006). Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim terytorialne samce bąka występowały na naturalnych jeziorach o powierzchni powyżej 10,6 ha (M. Filipiuk, M. Polak — dane niepubl.). Najbardziej preferowane jeziora charakteryzowały się trzema cechami: dużą powierzchnią, łagodnym nachyleniem dna oraz szerokim pasem szuwarów. Można przypuszczać, że w sezonie pozalęgowym, w warunkach krajowych, minimalna wielkość obszaru wykorzystywanego przez ten gatunek jest kilkakrotnie większa niż w okresie lęgowym. Dane z Wielkiej Brytanii sugerują, że w okresie zimowym bąki mogą żerować w promieniu do 2,1 km od noclegowiska, a najmniejsze trzcinowisko, w którym stwierdzono nocowanie ptaka, posiadało powierzchnię 0,063 ha (Harris 2006).

3. Wskazania fenologiczne

Przylot bąków na lęgowiska jest rozciągnięty w czasie i trwa od marca do początku maja (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Pomiedzy sezonami występują duże różnice, które w dużej mierze uzależnione są od warunków pogodowych, m.in. temperatur oraz terminów ustąpienia pokrywy lodowej na zbiornikach wodnych (Polak i Kasprzykowski 2010). Wyniki przytoczone przez Witkowskiego (1991) oraz badania z Lubelszczyzny i Południowego Podlasia (Polak i Kasprzykowski 2010) wskazują, że istnieje kilkunastodniowe opóźnienie w terminie rozpoczynania składania pierwszych jaj przez samice bąka pomiędzy wschodnią a zachodnią częścią kraju. Odlot tego gatunku przebiega bez wyraźnej kulminacji i jest silnie rozciągnięty w czasie, gdyż trwa od sierpnia do listopada (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Wraz z ocieplaniem się klimatu narasta zjawisko regularnego zimowania bąka w Polsce. Najprawdopodobniej większość zimujących ptaków to samce, przebywające w pobliżu swoich terytoriów z okresu lęgowego.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W Polsce najważniejszymi środowiskami lęgowymi bąka są: litoral jezior eutroficznych oraz szuwały zlokalizowane w podmokłych dolinach rzecznych, natomiast w regionach pozbawionych jezior, głównym biotopem dla tego gatunku są stawy rybne (Polak i Krogulec 2006). Pod względem wyboru biotopu lęgowe-

go bąk jest gatunkiem plastycznym i zasiedla szerokie spektrum siedlisk podmokłych. Kluczowymi wymaganiami gniazdowymi tego gatunku jest gęsta i wysoka roślinność, pozwalająca skutecznie ukryć gniazdo, oraz obecność wody w miejscu lęgowym, która jest zarówno barierą dla drapieżników, jak i miejscem, gdzie bąki zdobywają pokarm (Polak i Krogulec 2006). Bąk zasiedla przede wszystkim szuwarzy z dominującymi gatunkami roślin takich jak: trzcina pospolita *Phragmites australis*, pałka wąskolistna *Typha langustifolia*, oczeret jeziorny *Scirpus lacustris*, kłoc wiechowata *Cladium mariscus*, turzycę *Carex sp.* (Puglisi i Bretagnolle 2005). Na stawach rybnych Lubelszczyzny 57% gniazd zlokalizowanych było w jednorodnych szuwarach trzcinowych, 20% w jednorodnych szuwarach pałkowych, 16% w mieszanych szuwarach pałkowo-trzcinowych, 6% w mieszanych szuwarach trzcinowo-turzycowych oraz jedno gniazdo znaleziono w płacie z dominującym oczeretem jeziornym (Polak 2007).

Siedliska optymalne:

- płyty szuwarów (fitolitoral pokrywa ponad 20% powierzchni jeziora) otaczających jeziora mezo- i eutroficzne,
- płyty szuwarów (o powierzchni powyżej 1 ha) rosnących na starorzeczach lub rozlewiskach w bagiennych fragmentach dolin rzecznych,
- karpiove (pstrągowe można z góry wykluczyć) stawy rybne, gdzie jest zachowana (co najmniej na 30% powierzchni kompleksu) niekoszona roślinność szuwarowa.

Generalnie siedliska lęgowe są tożsame z siedliskami żerowiskowymi, jedynie w skrajnych sytuacjach (np. niedobór lub brak pokarmu, ciężkie warunki zimowe) bąki mogą żerować w suchych, pozbawionych wody siedliskach (łąkach, groblach), najczęściej otaczających ww. typy środowisk.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być istotne dla bąka:

- 1150 Zalewy i jeziora przy morskie (laguny przybrzeżne),
- 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami typu *Magnopotamion* lub *Hydrocharition*,
- 7210 Torfowiska nakredowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek z podziałem na lęgowe i żerowiskowe

W porównaniu do siedlisk optymalnych siedliska suboptymalne charakteryzują się:

- znacznymi wahaniami lub stałym obniżaniem się poziomu wody w trakcie sezonu lęgowego w roślinności wynurzonej,
- zubożoną bazą żerowiskową, czyli niskim zagęszczeniem małych i średniej wielkości ryb (preferowany pokarm), w wyniku czego bąki muszą kompensować skład diety drobnymi bezkręgowcami i przedstawicielami innych grup kręgowców,
- niedoborem bezpiecznych miejsc gniazdowych, którymi są fragmenty szuwarów z gęstą i wysoką roślinnością, pozwalającą samicy skutecznie ukryć gniazdo przed drapieżnikami.

Siedliska suboptymalne:

- zbiorniki zaporowe z roślinnością szuwarową (najczęściej w tzw. cofce),
- torfianki z płatami szuwarów,
- torfowiska niskie (np. torfowiska węglanowe porośnięte kłocią wiechowatą),
- podmokłe zarośla wierzbowe,

- śródpolne oczka wodne z szuwarami,
- żwirownie lub piaskownice z roślinnością wynurzoną.

Generalnie siedliska łęgowe są tożsame z siedliskami żerowiskowymi, jedynie w skrajnych sytuacjach (np. niedobór lub brak pokarmu, trudne warunki zimowe) bąki mogą żerować w suchych, pozbawionych wody siedliskach (łąkach, groblach), najczęściej otaczających ww. typy środowisk.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — niepofragmentowany płat terenów podmokłych (bagienna dolina rzeczna, jezioro eutroficzne lub jego fragment porośnięty w dużej mierze roślinnością wynurzoną, stawy rybne z długą i rozbudowaną linią styku szuwar-lustro wody itp.), zajmujący obszar powyżej 15 ha. Na co najmniej 30% powierzchni występuje gęsta i wysoka roślinność szuwarowa (szuwar trzcinowy, pałkowy, oczeretowy, kłociowy, skrzypowy itp.) oraz stałe w trakcie sezonu (fluktuacje poniżej 10 cm) lustro wody. Woda stojąca o głębokości od 40 do 90 cm (w strefie roślinności wynurzonej) posiada odpowiednie właściwości fizykochemiczne (bardzo dobra przejrzystość — powyżej 50 cm — mierzona metodą krążka Secciego, pH obojętne lub lekko zasadowe itp.), sprzyjające rozwojowi zróżnicowanej i licznej fauny wodnej (bezkęgowce, małe ryby, płazy). Na kompleksach stawów rybnych optymalnym siedliskiem dla bąka są zarośnięte szuwarem stawy z jednorocznym (1+) karpiem (tzw. krocziem). Obszar wyłączony jest spod presji rekreacyjnej i zabudowy.

FV-2 (umiarkowany) — zwarty płat terenów podmokłych (bagienna dolina rzeczna, jezioro lub jego fragment z roślinnością wynurzoną, stawy rybne z ekstensywną gospodarką hodowlaną itp.), zajmujący obszar powyżej 15 ha z niewielkim udziałem (15–29%) roślinności wynurzonej. W strefie fitoliorału występują umiarkowane fluktuacje (poniżej 20 cm) lustra wody, a głębokość wody w szuwarze kształtuje się na poziomie 20–60 cm. Woda stojąca posiada odpowiednie właściwości fizykochemiczne (dobra przejrzystość — powyżej 40 cm — mierzona metodą krążka Secciego, pH obojętne lub lekko zasadowe itp.), sprzyjające rozwojowi zróżnicowanej i licznej fauny wodnej (bezkęgowce, małe ryby, płazy). Obszar wyłączony jest spod presji rekreacyjnej i zabudowy.

U1 (niezadowolający) — płat terenów podmokłych (dolina rzeczna, jezioro lub jego fragment, stawy rybne, torfowiska itp.) o powierzchni poniżej 15 ha z niewielkim udziałem (5–14%) roślinności wynurzonej (szuwar trzcinowy, pałkowy, oczeretowy, kłociowy, skrzypowy itp.). Struktura szuwaru jest nieodpowiednia, czyli występuje zbyt niska roślinność oraz zagęszczenie źdźbeł jest zbyt wysokie (utrudnia przemieszczanie się bąków) lub zbyt niskie, aby skutecznie ukryć łęg przed drapieżnikami. Teren charakteryzuje się zmiennym (fluktuacje powyżej 20 cm) lub wysychającym w trakcie sezonu lustrem wody. Warunki hydrobiologiczne (skrajne pH, słaba przejrzystość — poniżej 40 cm — mierzona metodą krążka Secciego) nie sprzyjają rozwojowi zróżnicowanej i licznej fauny wodnej. Obszar pod umiarkowaną presją antropogeniczną.

U2 (zły) — silnie pofragmentowany płat terenów podmokłych (dolina rzeczna, jezioro lub jego fragment, stawy rybne, torfianki, żwirownie itp.) o powierzchni poniżej 15 ha z niewielkim udziałem (poniżej 5%) roślinności szuwarowej z niskim zagęszczeniem źdźbeł. Teren charakteryzuje się nieodpowiednią gospodarką wodną (deficyty wody) oraz znacznymi wahaniami poziomu wody (fluktuacje powyżej 30 cm). W zbiornikach wodnych żyje uboższa fauna wodna — brak bezkręgowców i płazów, występują jedynie zbyt duże dla bąka ryby — np. na stawach rybnych przykładem tego typu siedlisk są stawy z ponad 2-letnim karpiem handlowym (2+). Obszar jest pod istotnym wpływem działalności człowieka (hałaśliwe sporty wodne, częste polowania, jeziora z zabudową letniskową przekraczającą 50% linii brzegowej itp.) i silną presją drapieżników. Ciągły hałas pochodzenia antropogenicznego o natężeniu ponad 50 dB maskuje wokalizację samców w okresie lęgowym. Ze względu na antropopresję naturalne procesy ekologiczne uległy zatrzymaniu lub silnemu zaburzeniu.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia:

- częściowe lub całkowite koszenie roślinności szuwarowej, profilowanie stawów i inne prace ziemne (prostowanie kanałów, usypywanie wałów, grobli itp.) związane z intensyfikacją hodowli ryb na stawach rybnych, koszenie szuwarów jest dopuszczalne jedynie na niewielkich powierzchniach i tylko w okresie zimowym,
- wycinanie trzcinowisk na obszarach podmokłych, osuszanie terenów podmokłych (regulacje rzek, likwidacja oczek wodnych, starorzeczy, rozlewisk itp.),
- kolizje z liniami przesyłowymi, masztami, elektrowniami wiatrowymi, wysokimi budynkami i innymi konstrukcjami, w tym w miejscach koncentracji lub na trasach przelotu (doliny rzeczne, stawy rybne, wybrzeże itp.),
- gospodarka wodna powodująca nagłe zmiany w poziomie lustra wody, np. spuszczenie stawów w okresie wiosennym,
- wypalanie trzcinowisk i innej roślinności szuwarowej,
- presja ze strony drapieżników obcych (norka amerykańska, jenot, szop praczy),
- nadmierna eutrofizacja (toksyczne zakwity sinic) i chemiczne zanieczyszczenie wód, powodujące zubożenie bazy pokarmowej,
- zaniechanie gospodarki hodowlanej na stawach rybnych,
- nadmierny hałas pochodzenia antropogenicznego (ze względu na specyficzną komunikację dźwiękową, charakteryzującą się niskim pasmem częstotliwości, bąk jest szczególnie narażony na to negatywne oddziaływanie, zwłaszcza w sąsiedztwie szlaków komunikacyjnych).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- wprowadzenie audytu (certyfikacji) dla podmiotów zarządzających stawami rybnymi w celu promocji ekstensywnej i przyjaznej przyrodzie gospodarki rybackiej. W dłuższej perspektywie poprzez zainicjowanie dobrze zorganizowanego systemu właściciele stawów będą mogli odnosić z tego tytułu również korzyści finansowe,
- wprowadzenie odpowiedniego i sprawnie funkcjonującego systemu płatności i rekompensat dla właścicieli stawów w celu promocji przyjaznej przyrodzie gospodarki rybackiej,
- zachowanie wysokiego (głębokość od 40 do 90 cm w strefie roślinności wynurzonej) i stałego lustra wody (niespuszczanie stawów rybnych w okresie od 1 lutego do 1 sierpnia) oraz pozostawianie roślinności szuwarowej na wszelkiego rodzaju zbiornikach wodnych, kontrola i zachowanie czystości wód, zarybianie małymi rybami, czynna i skuteczna ochrona miejsc rozrodu płazów itp.,
- wspieranie naturalnej retencji wodnej na terenach zalewowych i utrzymanie nie wysychającego lustra wody w obniżeniach zlokalizowanych w obrębie dolin rzecznych,
- ograniczanie poziomu hałasu komunikacyjnego w sąsiedztwie stanowisk bąka poprzez: odpowiednie nasadzenia roślinności, tworzenie nasypów, ograniczanie prędkości pojazdów, stosowanie cichych nawierzchni drogowych itp.,
- zaniechanie wycinania trzcinowisk w okresie od 1 lutego do 1 października,
- zaniechanie melioracji terenów podmokłych, zwłaszcza teras zalewowych rzek.

Literatura

- BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Dombrowski A. 2001. Bąk (*Botaurus stellaris*). W: Głowaciński Z. (red.). Polska Czerwona Księga Zwierząt. PWRiL, Warszawa, ss. 110–112.
- Dombrowski A. 2004. *Botaurus stellaris* (L., 1758) — Bąk. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska. Warszawa, ss. 58–63.
- Gilbert G., Tyler G. A., Smith K. W. 2005. Behaviour, home-range size and habitat use by male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain. Ibis 147: 533–543.
- Harris A. 2006. Roosting behaviour of wintering Euroasian Bittern in the Lee Valley. British Birds 99: 174–182.
- Kupczyk M. 2000. *Botaurus stellaris* (L. 1758) — Bąk. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiński A. (red.). Ptaki Wielkopolski. Poznań, ss. 43–44.
- Lewartowski K., Pugaczewicz E. 1992. *Botaurus stellaris* (L. 1758) — Bąk. W: Głowaciński Z. (red.). Polska Czerwona Księga Zwierząt. Księgownice. PWRiL, Warszawa, ss. 102–103.
- Polak M., Krogulec J. 2006. Threats and opportunities for the bittern within fishpond management in Poland. W: White G., Purps J., Alsbury S. (red.). The Bittern in Europe: a guide to species and habitat management. The RSPB, Sandy, ss. 159–161.
- Polak M. 2007. Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern *Botaurus stellaris* population in eastern Poland. Ardea 95: 31–38.
- Polak M., Kasprzykowski Z. 2009. Liczebność i zagęszczenie populacji bąka *Botaurus stellaris* na wybranych stawach rybnych Lubelszczyzny i Południowego Podlasia. Not. Ornitol. 50: 155–164.
- Polak M., Kasprzykowski Z. 2010. Reproduction parameters of the Great Bittern *Botaurus stellaris* on fishponds in eastern Poland. Acta Ornithol. 45: 75–81.
- Puglisi L., Adamo C., Baldaccini N. E. 2003. Spatial behaviour of radio-tagged Eurasian bitterns *Botaurus stellaris*. Avian Science 3: 133–143.
- Puglisi L., Bretagnolle V. 2005. Breeding biology of the Bittern. Waterbirds 28: 392–398.
- Sikora A., Gromadzki M., Rohde Z. 2006. Monitoring flagowych gatunków ptaków w latach 2001–2005. Zakład Ornitologii PAN, Gdańsk.
- Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G. 2007. Ptaki lęgowe Polski na tle awifauny Europy. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 43–48.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”. Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Witkowski J. 1991. Bąk — *Botaurus stellaris*. W: Dyrce A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. (red.). Ptaki Śląska. Wrocław, ss. 53–56.

Bielik *Haliaeetus albicilla*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Bielik jest nielicznym gatunkiem lęgowym, który od połowy lat 80. XX wieku wykazuje wyraźny i bardzo dynamiczny wzrost liczebności (Mizera 1999, Zawadzka i in. 2009). Pod koniec lat 80. liczebność szacowano na 185–240 par (Mizera 1990), w końcu lat 90. — na 430–500 par (Adamski i in. 1999). W 2010 r. szacunek uzyskany poprzez ekstrapolację liczeń na wybranych losowo powierzchniach próbnym w ramach Monitoringu Ptaków Polski (Państwowy Monitoring Środowiska) wykazał 1450 par, natomiast w 2012 r. nawet 1760 par (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl/app/trendy>). Ze względu na możliwe przeszacowanie wyników tą metodą (policzenie frakcji ptaków nielegowych) w porównaniu z danymi z bazy danych KOO, w której w 2012 r. zarejestrowanych było około 870 stanowisk lęgowych, maksymalną liczebność można oszacować na około 1200–1500 par. Przyjmując liczebność krajowej populacji na ok. 1000 par, 1% liczebności to 10 par lęgowych. Prawdopodobnie następuje już wysycenie dogodnych środowisk i tak dynamiczny trend wzrostowy ulegnie wyraźnemu spowolnieniu lub zatrzymaniu (szacunkowo na poziomie około 2000 par) na skutek konkurencji o pokarm i miejsca gniazdowe.

Obecnie bielik występuje niemal w całym kraju. Największe zagęszczenia i liczebności osiąga na zachodzie i północy kraju, a kolonizuje centrum. Największy przyrost liczby nowych par lęgowych odnotowano w województwie łódzkim (Anderwald i in. 2007, Anderwald i Przybyliński 2011) i śląskim (KOO 2008). W latach 90. ubiegłego wieku bielik wkroczył również na tereny Polski południowej zarówno na Przedgórze Izerskie (Pałucki 2001) i Góry Izerskie (Gramsz 2004, A. Pałucki — dane niepubl.), jak też Pogórze Karkonoskie i Karkonosze (Pałucki 1999) w Sudetach Zachodnich oraz do północnej części województwa podkar-



fot. D. Anderwald

packiego, gdzie gniazduje już 10 par (M. Stój — dane niepubl.). W Karkonoszach stwierdzono lęgi tego gatunku na wysokości 700 i 720 m n.p.m., natomiast w Górach Izerskich na wysokości około 800 m n.p.m. (Pałucki 1999, Gramsz 2004).

Do najważniejszych obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 spełniających kryterium 1% populacji należą: Dolina Dolnej Odry (19–20 par), Puszcza Goleniowska (14–19 par), Ostoja Witnicko-Dębnińska (8–18 par), Ostoja Ińska (18 par), Ostoja Drawska (14–19 par), Lasy Puszczy nad Drawą (21–25 par), Bory Tucholskie (15–23 par), Dolina Dolnej Wisły (15–19 par), Zalew Wiślany (8–10 par), Lasy Iławskie (9–13 par), Puszcza Napiwodzko-Ramucka (10–12 par), Puszcza Piska (31–33 par), Puszcza Augustowska (10–13 par), Puszcza Notecka (21–23 par), Bory Dolnośląskie (13–15 par) (przegląd za Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienne). Według aktualnych szacunków 75% znanej populacji bielika w Polsce występuje w obszarach Natura 2000.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Bielik jest gatunkiem gniazdującym w środowisku leśnym, natomiast żerującym na obszarach otwartych, głównie nad rybnymi jeziorami, stawami hodowlanymi i w dolinach rzecznych. Wielkość terytorium uzależniona jest od zasobów pokarmowych. Przeciętnie wynosi ok. 60 km² (19–115 km²) (Struwe-Juhl 1996). Pary żyjące w rozproszeniu mają ogromne rewiry wynoszące nawet ponad 400 km². Na Pomorzu Zachodnim w delcie Odry, w miejscach obfitych w pokarm, gniazda poszczególnych par są od siebie oddalone zaledwie o kilkadziesiąt metrów (M. Kalisiński — dane niepubl.). W dolinach rzecznych i wzdłuż wybrzeża bieliki gniazdują liniowo. Na prawie bezleśnym obszarze Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej, na odcinku o długości około 50 km i szerokości 2–3 km gniazda poszczególnych par są od siebie oddalone średnio o 10,5 km (D. Anderwald — dane niepubl.). W Puszczy Augustowskiej najmniejsza odległość pomiędzy zajęętymi gniazdami wynosiła 2 km, średnio 10,6 km (Zawadzka i in. 2006). Zwykle ptaki polują w promieniu 3–5 km od gniazda, choć mogą także pokonywać znaczne odległości w celu dotarcia na zasobne żerowiska, i latać regularnie 9 km (Anderwald i Przybyliński 2011), a nawet około 20 km (Fischer 1984, Mrugasiewicz 1984). Wykazano, że o sukcesie lęgowym nie zawsze decyduje odległość od łowiska, lecz jego zasobność (Anderwald i Przybyliński 2011).

Do końca lat 70. XX w. bielik uważany był za gatunek związany tylko z dużymi, bezludnymi kompleksami leśnymi (Sokołowski 1972). Wraz ze wzrostem liczebności tego gatunku zauważono, że niektóre pary zaczęły gniazdownić w niedużych enklawach leśnych pośród łąk lub wręcz na pojedynczych drzewach na terenach zalewowych (Zawadzka i in. 2009) lub na śródpolnych szpalcach drzew czy groblach stawów rybnych (Lontkowski i Stawarczyk 2003). Obecnie antropogeniczne przekształcenie krajobrazu nie wpływa negatywnie na trwałość i produktywność stanowisk bielików w Polsce. Masowe zasiedlanie nowych obszarów jest następstwem wielu czynników, z których najważniejsze to wieloletnia ochrona strefowa stanowisk (Mizera 2006, Zieliński i Anderwald 2008), wzrost plastyczności ekologicznej gatunku przejawiającej się zanikiem strachu przed człowiekiem (Anderwald i Przybyliński 2011), poprawa czystości wód i bazy pokarmowej (Burger 2005), akceptacja społeczna gatunku jako symbolu godła narodowego.

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek ściśle osiadły. Ptaki dorosłe przebywają w rewirze przez cały rok, jednak ich obecność przy gnieździe w okresie zimowym jest sporadyczna. Terminy rozpoczynania lęgów są rozciągnięte w czasie. Okres lęgowy, zależnie od panujących warunków pogodowych, jest bardzo długi — od końca stycznia/po-

czątku lutego do końca czerwca/połowy lipca. Jaja (1–3) składane są zwykle od drugiej dekady lutego do trzeciej dekady marca. Młode zazwyczaj opuszczają gniazdo w czerwcu i pod opieką dorosłych uczą się polować. Przepędzane z rewirów przez ptaki dorosłe czasami już w 2. miesiącu po opuszczeniu gniazda, osobniki młodociane często osiedlają się daleko od miejsc urodzenia, nawet w odległości kilkuset kilometrów (D. Anderwald — mat. niepubl.). Ptaki młodociane koczują po całym kraju i dużej części kontynentu, by w wieku 5–6 lat po raz pierwszy połączyć się w pary i przystąpić do lęgów. Niektóre pary budują gniazda już późną jesienią. Czasami nawet w jednym regionie kraju występują znaczne różnice w terminach lęgów (Mizera 1999).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Siedliska lęgowe bielika to zwykle rozległe stare lasy sosnowe, bukowe i łęgi nadrzeczne, najczęściej w wieku 90–120 lat (Mizera 1999). Bieliki mogą jednak gnieździć się we wszystkich typach lasów. Warunkiem jest obecność starych drzew z rozłożystymi koronami zdolnymi utrzymać duże gniazdo, osiągające czasami wagę do 1 tony. W dużych kompleksach leśnych gniazda umieszczane są w najstarszych, luźnych drzewostanach (często użytkowanych rębnią gniazdową), o średnim wieku ok. 150 lat. W Puszczy Augustowskiej wiek drzew gniazdowych wahał się od 90 do 180 km, średnio 146 lat (Zawadzka i in. 2006). W Polsce bieliki budują gniazda na co najmniej 15 gatunkach drzew. Gatunkiem gniazdowym najczęściej wykorzystywanym jest sosna zwyczajna (w skali kraju 70% gniazd), a następnie buk (9% gniazd) (Zawadzka i in. 2009). Drzewa gniazdowe powinny rosnąć w luźnym zwarciu, co zapewnia swobodny dołot ptaków. Często znajdują się w pobliżu młodników i upraw — w drzewostanach użytkowanych rębnią gniazdową. Wskazane jest pozostawianie w drzewostanach gospodarczych zwartych kęp starych drzew o powierzchni około 20 arów w przypadku sosny, około 40 arów w przypadku dębu i buka użytkowanych danym rodzajem rębni. W Puszczy Augustowskiej gniazda były umieszczane w odległości 2–50 m od brzegu drzewostanu i 0,2 do 3,5 km, średnio 1,1 km od brzegu jeziora (Zawadzka i in. 2006). Żerowiska to przylegające do lasów tereny otwarte: jeziora, stawy hodowlane, doliny rzeczne oraz wilgotne łąki. Zimą, zarówno ptaki dorosłe, jak i młodociane, koncentrują się w liczbach do kilkudziesięciu osobników nad niezamarzającymi rzekami i zalewami, gdzie polują na ptaki. W promieniu 5 km od gniazda nie powinno lokalizować się turbin wiatrowych i linii wysokiego napięcia.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których bielik może

— gniazdować:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe, jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe;

— żerować:

- 1130 Ujścia rzek (estuaria),
- 1150 Zalewy i jeziora przy morskie (laguny),
- 3140 Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic *Charetea*,

- 3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion*,
3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników,
3270 Zalewane muliste brzegi jezior.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Bieliki gnieźdzą się coraz częściej w niewielkich zadrzewieniach śródpolnych w pobliżu stawów hodowlanych oraz wzdłuż dolin rzecznych. Zakładają tam gniazda w młodszych lasach (sosnowych i olszowych) w wieku 60–70 lat, które często spadają ze względu na niewłaściwy pokrój korony drzew w stosunku do ich rozmiarów i ciężaru (Anderwald i Przybyliński 2011). W skrajnych przypadkach gnieźdzą się na pojedynczych drzewach w prześwietlonych śródpolnych zadrzewieniach, nawet w miejscach zupełnie pozbawionych jakichkolwiek większych stałych zbiorników wodnych. Prawdopodobnie żywią się wtedy w większości ptakami lub odbywają dalekie loty nad terenami zurbanizowanymi do znacznie oddalonych stawów rybnych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium trudno dostępny dla człowieka drzewostan w wieku co najmniej 140 lat (sosna, buk) lub 80–100 lat (olsza) o powierzchni co najmniej 100 ha (bory mieszane, buczyny, łęgi lub olsy), zróżnicowany wiekowo i przestrzennie; obecność w promieniu do 5 km od zajętego gniazda rozległych terenów otwartych: zbiorników wodnych, dolin rzecznych i wilgotnych łąk, bez zakłóconej przestrzeni powietrznej wiatrakami i liniami energetycznymi wysokiego napięcia;

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium drzewostan w wieku 90–120 lat (sosna, buk) lub 70–90 lat (olsza) o powierzchni 50 ha, z miejscami trudno dostępnymi (z gęstym podrostem, zalanymi wodą); obecność w odległości do 10 km od gniazda, w pasie przestrzeni powietrznej o szerokości 2 km, rozległych terenów otwartych: zbiorników wodnych, dolin rzecznych, wilgotnych łąk, gdzie pomiędzy gniazdem a żerowiskiem znajdują się wiatraki i linie energetyczne wysokiego napięcia;

U1 (niezadowolający) — drzewostany spełniające kryteria FV-1 i FV-2 pod względem struktury i wieku, położone wśród pól, w znacznej odległości (ponad 10 km) od terenów otwartych wymienionych jako FV; tereny otwarte opisane jako FV bez sąsiedztwa odpowiednich drzewostanów do odbycia lęgów, obszary często penetrowane przez ludzi;

U2 (zły) — zwarte drzewostany mało zróżnicowane gatunkowo i strukturalnie, na siedliskach suchych i ubogich troficznie w wieku poniżej 60 lat; brak miejsc żerowiskowych opisanych jako FV w promieniu co najmniej 10 km, obszary bardzo często penetrowane przez ludzi.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (10 par) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w jako FV-1 w terytorium lęgowym, konieczne jest zachowanie min. 10 fragmentów/płatów takich siedlisk o powierzchni 100 ha każdy. Ze względu na duże odległości pomiędzy gniazdami poszczególnych par konieczne jest zachowanie większej liczby (dodatkowo co najmniej 5) takich powierzchni w obrębie każdej ostoi. Z kolei, z powodu dynamicznie zmieniającej się struktury lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni FV-2, jako rezerwowego obszaru występowania bielika.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Obecnie głównym czynnikiem limitującym liczebność bielika jest przypuszczalnie konkurencja wewnątrzgatunkowa, głównie o pokarm oraz — w drugiej kolejności — o miejsca do gniazdowania. Znaczenie może mieć strzelanie do ptaków na stawach i prace zrębowe w rewirach nieobjętych ochroną strefową, zwłaszcza w lasach prywatnych. Istotnymi zagrożeniami są kolizje z liniami energetycznymi średniego i wysokiego napięcia, turbinami wiatrowymi, a także masowe zatrucia pokarmowe (Anderwald 2009).

Dynamiczny rozwój populacji bielika w Polsce jest pochodną dużych zdolności adaptacyjnych gatunku. Wśród nowych czynników charakteryzujących obecnie kondycję gatunku i zajmowanych siedlisk oraz rysujące się tendencje stwierdzono:

- częściową rezygnację z wykorzystywania powierzchni zwartych kompleksów leśnych do gniazdowania,
- zakładanie gniazd bliżej skraju lasu bądź nawet na pojedynczych drzewach w zadrzewieniach pośród łąk,
- istotne zmniejszenie powierzchni otwartego lustra wody akwenów używanych jako łowiska w promieniu 5 km od gniazda,
- zwiększenie się odległości do najbliższego rybnego akwenu bądź prawie zupełna rezygnacja z akwenu z otwartym lustrem wody (i ryb),
- regularne przeloty ptaków na trasie gniazdo–łowisko–gniazdo nad łąkami i polami uprawnymi, terenami zurbanizowanymi: wsie, ruchliwe drogi, stawy hodowlane.

Stanowiska bielików z najliczniejszej część populacji na obszarach Natura 2000 znajdują się w rozległych kompleksach leśnych z licznymi jeziorami i jeziorami, gdzie gniazda często są usytuowane w luźnych starodrzewach w bezpośredniej bliskości akwenów.

Mimo bardzo dynamicznego wzrostu liczebności populacji bielika w naszym kraju, nie należy rezygnować z dotychczasowych form ochrony tego gatunku, w tym z ochrony strefowej. Choć bielik jest gatunkiem plastycznym ekologicznie — odpornym na silną antropopresję — należy na bieżąco monitorować stan krajowej populacji.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne)

Wskazania pozytywne:

- tworzenie stref ochronnych wokół stanowisk lęgowych bielika,
- utrzymywanie stref ochronnych przez okres co najmniej 5 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- ochrona przestrzeni powietrznej poprzez niedopuszczanie do lokalizowania od turbin wiatrowych i linii energetycznych wysokiego napięcia w formie kołowych stref buforowych w promieniu do 5 km od zajętych gniazd,
- ochrona przestrzeni powietrznej wolnej od od turbin wiatrowych i linii energetycznych wysokiego napięcia w formie pasów buforowych o szerokości 2 km w odległości do 10 km pomiędzy zajętymi gniazdami a dużymi (> 50 ha) żerowiskami,
- odbudowa spadających gniazd naturalnych bielika (Anderwald 2002, 2006),
- pozostawianie w rewirach gniazdowych bielika czatowni (drzew suchych i zamierających),
- pozostawianie w terytoriach bielika fragmentów drzewostanów gospodarczych z kępami starych drzew (biogrupy) oraz z pojedynczymi starymi drzewami (przestoję),
- w przypadku stosowania rębni gniazdowych w terytoriach bielika, cięcia uprzątające w drzewostanach gospodarczych powinny być poprzedzone lustracją powierzchni międzygniazdowych pod kątem obecności gniazd bielika,

- odbudowa małej retencji na terenach leśnych,
- edukacja ekologiczna społeczeństwa,
- wyszukiwanie i coroczna kontrola gniazd w znanych stanowiskach.

Wskazania negatywne:

- zręby i trzebieże w potencjalnych siedliskach lęgowych w okresie lęgowym (styczeń–lipiec),
- strzelanie do ptaków na stawach rybnych,
- inwestycje sportowo-wypoczynkowo-turystyczne w rejonach występowania bielika,
- budowa linii energetycznych i turbin wiatrowych w promieniu 5 km od zajętych gniazd,
- budowa linii energetycznych i turbin wiatrowych na trasie przelotu ptaków pomiędzy zajętymi gniazdami a dużymi żerowiskami,
- zatrucia pokarmowe, w tym celowe trucie ptaków.

Dariusz Anderwald

Literatura

- Adamski A., Lontkowski J., Maciorowski G., Mizera T., Rodziejczak M., Stawarczyk T., Wacławek K. 1999. Rozmieszczenie i liczebność rzadszych gatunków ptaków drapieżnych w Polsce w końcu 20. wieku. *Not. Ornitol.* 40: 1–22.
- Anderwald D. 2002. Lęgi rybołowa *Pandion haliaetus*, bielika *Haliaeetus albicilla* i puchacza *Bubo bubo* na sztucznych gniazdach w Borach Tucholskich w 20 wieku. *Not. Ornitol.* 43: 197–199.
- Anderwald D. 2006. Rekonstrukcja gniazd naturalnych, budowa gniazd sztucznych dla ptaków szponiastych i sów leśnych. *Stud. Mat. CEPL, Rogów*, 1: 201–214.
- Anderwald D., Janiszewski T., Przybyliński T., Zieliński P. 2007. Rozwój populacji lęgowej bielika *Haliaeetus albicilla* w województwie łódzkim w latach 1985–2007. *Stud. Mat. CEPL, Rogów*, 2/3: 419–430.
- Anderwald D. 2009. Przyczyny śmiertelności ptaków szponiastych i sów na podstawie analizy danych „Kartoteki ptaków martwych i osłabionych” Komitetu Ochrony Orłów. *Stud. Mat. CEPL, Rogów*, 3: 126–151.
- Anderwald D., Przybyliński T. 2011. Porównanie populacji lęgowej bielika *Haliaeetus albicilla* w Pradolinie Warszawsko-Berlińskiej PLB100001 i na Wielkim Sandrze Brdy PLB 220001. *Stud. i Mat. CEPL, Rogów*, 2: 105–113.
- Burger T. 2005. Świadomość ekologiczna społeczeństwa polskiego. Inst. Gosp. Przestrz. i Mieszk., Warszawa.
- Fischer W. 1984. Die Seeadler. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Gramsz B., Muraszko M., Muraszko T., Jędrocha A. 2004. Pierwsze stwierdzenie lęgów bielika *Haliaeetus albicilla* w Górach Iżerskich (Sudety Zachodnie). *Przyroda Sudetów* 7: 169–172.
- KOO 2008. Raport z działalności Komitetu Ochrony Orłów w 2007 roku. *Biuletyn KOO*, 17: 2–5.
- Lontkowski J., Stawarczyk T. 2003. Rozwój populacji, wybiórczość siedliskowa i efekt rozrodu bielika *Haliaeetus albicilla* na Śląsku w latach 1993–2001. *Not. Ornitol.* 44: 237–248.
- Mizera T. 1990. The White-tailed Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* in Poland, the present status and prospects. *Baltic Birds* 5, 2: 17–23.
- Mizera T. 1999. *Bielik*. Lubuski Klub Przyrodników, Świebodzin.
- Mizera T. 2006. 20 lat funkcjonowania ochrony strefowej w Polsce. *Stud. Mat. CEPL, Rogów*, 2: 29–54.
- Mrugasiewicz A. 1984. Bielik *Haliaeetus albicilla* w dolinie Baryczy. *Dolina Baryczy* 3: 1–27.

Pałucki A. 1999. Pierwsze stwierdzenie lęgowego bielika *Haliaeetus albicilla* w Karkonoszach. Przyroda Sudetów Zachodnich 2: 81–82.

Sokołowski J. 1972. Ptaki ziem polskich. Tom 2. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa.

Struwe-Juhl B. 1996. Brutbestand und Nahrungsökologie des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* in Sleswig-Holstein mit Angaben zur Bestandsentwicklung in Deutschland. Die Vogelwelt 117: 341–343.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Zawadzka D., Mizera T., Cenian Z. 2009. Dynamika liczebności bielika *Haliaeetus albicilla* w Polsce. Stud. Mat. CEPL, Rogów, 3: 22–33.

Zawadzka D., Zawadzki J., Sudnik W. 2006. Rozwój populacji, wymagania środowiskowe i ekologia bielika *Haliaeetus albicilla* w Puszczy Augustowskiej. Not. Ornitol. 47: 217–229.

Zieliński P., Anderwald D. 2008. Ochrona strefowa zwierząt w Polsce — przegląd zmian w przepisach. W: Kopeć D., Ratajczyk N. (red.). Prawo ochrony przyrody, stan obecny, problemy, perspektywy. Tow. Przyr. Ziemi Łódzkiej, Łódź, s. 233–240.

<http://monitoringptakow.gios.gov.pl/app/trendy>

Błotniak łąkowy *Circus pygargus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Błotniak łąkowy jest bardzo nielicznym, lokalnie nielicznym ptakiem lęgowym niżu Polski (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). Występuje nierównomiernie, najliczniej w centrum i na wschodzie kraju, zwłaszcza na Podlasiu (450–500 par; Pugaczewicz 1997a, 1997b). Na Mazowszu liczebność szacowana jest na 200–300 par (A. Dombrowski — dane niepubl.), a na Lubelszczyźnie w latach 1990–1995 na 230–250 par (Buczek 2005), gdzie gniazduje głównie na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych (21 par w 1997 r.), Bagnie Bubnów (11–15 par w 1999 r.), oraz w Dolinie Środkowego Bugu (powyżej 30 par w 1999 r.), Dolinie Tyśmienicy (20–25 par w latach 1990–1995) i Dolinie Dolnego Wieprza (ok. 15 par) (Krogulec i Polak 2004). Wyższe liczebności odnotowano również w Wielkopolsce (Bednorz i in. 2000), Pomorzu Zachodnim (po 60–70 par) i na Śląsku (20–30 par) (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). Na podstawie powyższych danych z lat 80. i 90. XX w. krajową populację oszacowano na 1300–1500 par (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). W świetle danych MPD (Monitoring Ptaków Drapieżnych realizowanego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska) z lat 2007–2009 liczebność krajowej populacji oceniono na 3300–3550 par przy rozpowszechnieniu obejmującym 33% powierzchni kraju (Cenian 2009). Analiza danych MPPL (Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych) dała zbliżone wartości — ok. 3200 par (1890–5390, Kuczyński i Chylarecki 2012).

Uwzględniając powyższe, co najmniej 1% krajowej populacji błotniaka łąkowego (>32 par) może występować jedynie na trzech obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Ostoja Biebrzańska (97 par), Dolina Górnej Narwi (5–45 par), Chełmskie Torfowiska Węglanowe (31–34 pary). Za kluczowe dla gatunku



fot. A. Łukijańczuk

uznaje się również obszary: Dolina Środkowego Bugu (30 par), Dolina Dolnego Bugu (23–30 par), Ostoja Warmińska (15–30 par), Dolina Górnego Nurca (9–18 par), Pradolina Warszawsko-Berlińska (10–30 par), Doliny Wkry i Mławki (11–15 par), Puszcza Knyszyńska (13–15 par) oraz Bagno Wizna (13–14 par) (Wilk i in. 2010, uaktualnione). Należy jednak podkreślić, że błotniak łąkowy zasiedla głównie tereny rolnicze nieobjęte tą formą ochrony.

Obecnie trudno określić trendy zmian liczebności populacji błotniaka łąkowego. Na początku lat 90. XX w. zauważalny był wzrost liczebności tego gatunku, co było zapewne związane z rozwojem populacji „polnej”. Proces ten był obserwowany również w innych krajach Europy Zachodniej i trwał najprawdopodobniej do końca dekady. W ostatnich latach stwierdzono spadek liczby par lęgowych w dolinach rzecznych oraz w największych ostojach gatunku m.in. na Bagnach Biebrzańskich, Chełmskich Torfowiskach Węglanowych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), Bagnie Wizna (P. Mirski — dane niepubl.) oraz Wybrzeżu Trzebiatowskim (M. Sowa — dane niepubl.). Dane MPD z lat 2007–2011 wskazują na spadek liczebności populacji o 19%, natomiast monitoringu prowadzonego w krajobrazie rolniczym na Południowym Podlasiu (9 powierzchni monitoringowych) na względną stabilność i niewielkie fluktuacje liczebności lokalnej populacji błotniaka łąkowego (Krupiński i in. 2012). Z uwagi na krótkie serie pomiarowe do uzyskanych wyników należy podchodzić z ostrożnością, a właściwa weryfikacja będzie możliwa po kolejnych latach badań.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Błotniak łąkowy jest gatunkiem socjalnym i często gniazduje w luźnych koloniach (Hagemeijer i Blair 1997, Simmons 2000). Przy korzystnych warunkach siedliskowych i żerowiskowych tworzy skupiska kilku lub kilkunastu par, których gniazda mogą być oddalone od siebie zaledwie o kilkadziesiąt metrów (Lontkowski 1993, Arroyo 2004, Kitowski 2008, Wiącek 2008). Terytorium lęgowe błotniaka łąkowego jest niewielkie i ogranicza się do najbliższej okolicy gniazda, co sprawia, że gatunek bywa określany jako nieterytorialny (Simmons 2000). Badania prowadzone na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych wykazały, że terytoria ptaków gnieźdzących się półkolonijnie w łąkach kłoci wiechowatej miały od 0,42 do 2,25 ha, średnio 1,1 ha (Wiącek 2006). Znacznie większe terytoria (1,5–6 ha, średnio 4 ha) stwierdzono w centralnych Włoszech u ptaków gnieźdzących się na terenach porośniętych trawą *Arundo plinii* i krzewami *Spartium junceum* (Pandolfi i Pino d'Astore 1992).

Areał osobniczy samca błotniaka łąkowego, w przeciwieństwie do wielkości terytorium, jest rozległy, natomiast samica poluje w pobliżu gniazda. Powierzchnia areału zależy od zasobności łowisk, ich odległości od gniazda oraz dostępności ofiar w danym roku i zmienia się w trakcie sezonu lęgowego (Hardey i in. 2006). Badania (telemetryka GPS) prowadzone obecnie we wschodniej Polsce wykazały, że w czerwcu, w okresie inkubacji jaj, samce mogą polować nawet w odległości 18,5 km od gniazda, a większość stwierdzeń skupia się na obszarze ok. 1200 ha, zwanym „rdzeniem” areału osobniczego — 50% *kernel home range* (D. Krupiński — dane niepubl.). Obszar ten należy uznać za funkcjonalny, obejmuje on zarówno miejsce gniazdowania, tokowania, jak również wykorzystywane najczęściej żerowiska. Zbliżone wyniki (1690 ha) uzyskano dla ptaków śledzonych za pomocą nadajników radiowych w Hiszpanii (Guixé i Arroyo 2011).

3. Wskazania fenologiczne

Błotniak łąkowy jest migrantem dalekodystansowym. Z zimowisk, położonych w strefie Sahelu w środkowej Afryce, powraca na przełomie kwietnia i maja. Pierwsze ptaki (głównie samce) są obserwowane już

w drugiej, a sporadycznie nawet w pierwszej dekadzie kwietnia. Łęgowska opuszcza w sierpniu, rzadziej we wrześniu. W warunkach krajowych należy przyjąć, iż sezon łęgowy błotniaka łąkowego obejmuje okres od połowy kwietnia do końca sierpnia.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Błotniak łąkowy jest związany z terenami otwartymi. Wykorzystuje różne typy siedlisk, zarówno podmokłe, jak również suche uprawy rolne. Dawniej występował głównie w dolinach rzecznych i na mokradłach, gdzie preferował kompleksy roślinności szuwarowej z wysokimi turzycami. W wyniku zmniejszania się powierzchni jego „naturalnych” siedlisk (regulacja rzek, osuszanie dolin rzecznych i bagien) zaczął wyprowadzać lęgi na kośnych łąkach, a ponadto w XX w. (w Polsce od lat 80.) również na polach uprawnych (Jaszczyński i Wójcik 1993, Pugaczewicz 1997a). Gniazda na polach są zlokalizowane w uprawach zbóż ozimych (głównie pszenżyta, żyta, pszenicy, rzadziej jęczmienia) oraz rzepaku. Dynamiczny rozwój „polnej” populacji w Polsce obserwuje się od lat 90. XX w. (Dombrowski 1997, Bednorz i in. 2000, Dombrowski i in. 2000). Obecnie w niektórych regionach kraju, np. na Nizinie Północnopodlaskiej (Pugaczewicz 1997a) oraz Południowym Podlasiu (Krupiński 2009), ponad 80% par gnieździ się w agrocenozach. Podobny proces stwierdzono również w krajach Europy Zachodniej: we Francji 70% populacji gniazduje w uprawach zbóż (Salamolard i in. 1999), a w Hiszpanii i Portugalii aż 90% (Ferrero 1995). Znacznie rzadziej lęgi błotniaka łąkowego stwierdzane są na polach obsiewanych kupkówką i seradellą, w uprawach lucerny i koniczyzny, a także na nieużytkach (porośniętych pokrzywą, łopianem i przytulią) oraz w uprawach leśnych i wikliniskach. Siedliska te są wykorzystywane w niewielkim stopniu i można je traktować jako suboptymalne.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdownić błotniak łąkowy:

- 3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion*,
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7210 Torfowiska nakredowe.

Żerowiska błotniaka łąkowego obejmują mozaikę pól uprawnych, trwałych użytków zielonych, ugorów oraz nieużytków. Stosunkowo krótkie nogi (w porównaniu z innymi błotniakami) powodują, że gatunek ten może skutecznie polować na ofiary jedynie w niskiej roślinności, a zarastanie nieużytkowanych łąk może być przyczyną wycofywania się błotniaków łąkowych (Krogulec i Polak 2004). W maju i w czerwcu samce polują często na polach z niższym niż ozimina zbożem jarym, gdzie ich ofiarami podają skowronki, norniki i jaszczurki. Po sianokosach ptaki żerują chętnie na skoszonych łąkach.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — obszar o powierzchni 1200 ha przypadających na jedną parę (koło o promieniu 2 km od miejsca gniazdowania) obejmujący siedlisko łęgowe oraz żerowiska: otwarty krajobraz z mozaiką siedlisk ekstensywnie użytkowanych rolniczo i obecnością nieużytków, miedz i ugorów. Udział trwałych użytków zielonych $\geq 20\%$.

FV-2 (umiarkowany) — obszar o powierzchni 1200 ha przypadających na jedną parę, obejmujący siedlisko lęgowe oraz żerowiska: otwarty krajobraz z mozaiką siedlisk użytkowanych rolniczo. Część siedlisk użytkowana intensywnie. Udział trwałych użytków zielonych 10–20%.

U1 (niezadowolający) — obszar o powierzchni 1200 ha przypadających na jedną parę, obejmujący siedlisko lęgowe oraz żerowiska: uproszczony krajobraz, obecność monokultur np. zbóż. Udział trwałych użytków zielonych 5–10%.

U2 (zły) — obszar niespełniający kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (>32 pary) w danej ostoi, przyjmując 1200 ha, jako średnią powierzchnię „rdzenia” arealu osobniczego (50% *kernel home range*) jednej pary, konieczne jest zachowanie łącznej powierzchni 48 000 ha krajobrazu obejmującego siedliska lęgowe wymienione w pkt 4 oraz najczęściej wykorzystywane tereny żerowiskowe we właściwym stanie zachowania — FV-1 lub FV-2.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Spadek liczebności błotniaka łąkowego w Europie Zachodniej w XX w. nastąpił głównie w wyniku przekształcania i zaniku jego naturalnych siedlisk lęgowych (melioracja podmokłych łąk i bagien), ale także upraszczania krajobrazu rolniczego (komasacja gruntów, likwidacja miedz, ugorów, zadrzewień i krzewów) oraz intensyfikacji produkcji rolnej. W Europie Zachodniej w dużej mierze przyczyniła się do tego Wspólna Polityka Rolna UE ukierunkowana na intensywną i wydajną produkcję. Doprowadziła ona do nieodwracalnych zmian i strat w środowisku naturalnym oraz krajobrazie rolniczym. Na skutek degradacji terenów podmokłych błotniak łąkowy zaczął wyprowadzać lęgi w uprawach zbóż i rzepaku oraz na zmeliorowanych łąkach, co daje szansę na przetrwanie gatunku w coraz bardziej przekształconym przez człowieka krajobrazie, ale jednocześnie stwarza nowe zagrożenia. Błotniaki łąkowe późno przystępują do lęgów (pierwsze zniesienia w drugiej dekadzie maja) i okres opuszczania przez pisklęta gniazd (od połowy lipca) może przypadać na czas żniw. Jeżeli żniwa rozpoczynają się wcześniej (o czym decyduje pogoda), duża część lęgów jest nieumyślnie niszczona podczas prac polowych. Podobnie lęgi na łąkach kośnych lub w zasiewach koniczyny i lucerny, bez zabiegów czynnej ochrony, kończą się stratami (Krupiński i in. 2012). W ostatnim dziesięcioleciu coraz większym zagrożeniem dla lęgów jest drapieżnictwo lisa i dzika. Straty spowodowane przez te dwa gatunki mogą być wysokie i obniżać parametry rozrodu lokalnych populacji. Ponadto lęgi zlokalizowane w pobliżu siedzib ludzkich są niszczone przez psy, koty i kuny. Lokalnie duże straty mogą powodować również ptaki krukowate i błotniak stawowy (J. Wiącek — mat. niepubl.). Zagrożeniem mogą być kolizje z turbinami wiatrowymi. W celu zminimalizowania negatywnego oddziaływania tego typu inwestycji na gatunek proponuje się wyznaczenie buforów (stref ochronnych) wokół znanych stanowisk lęgowych błotniaka łąkowego. W promieniu 2 km od miejsc gniazdowych nie należy lokalizować żadnych turbin wiatrowych, a w promieniu 2,5 km wyłączać lub „wygłuszać” turbiny (zmniejszenie liczby obrotów rotorów do 8 na minutę) w okresie występowania wysokich lotów tokowych, tj. od 20 kwietnia do 31 maja. Innym rodzajem inwestycji, które mogą w pośredni sposób negatywnie wpływać na populację błotniaka łąkowego, są biogazownie rolnicze, które jako substrat wykorzystują głównie kiszonkę z kukurydzy. Analiza wpływu tego rodzaju inwestycji na awifaunę powinna uwzględniać ryzyko zwiększenia powierzchni upraw monokulturowych w strefie ich oddziaływania (10 km). Na obniżenie jakości łowisk i zanik stanowisk lęgowych błotniaka łąkowego może wpływać również zwiększający się areal kukurydzy w regionach o rozwiniętej hodowli bydła mlecznego.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- ochrona otwartych terenów podmokłych,
- budowa urządzeń piętrzących na rowach i kanałach,
- zaniechanie regulacji rzek na terenach innych niż zabudowane,
- przeciwdziałanie osuszaniu łąk, niszczeniu śródpolnych zbiorników wodnych oraz torfowisk,
- użytkowanie łąk zgodnie z wymaganiami gatunku m.in. poprzez realizację odpowiednich pakietów rolnośrodowiskowych; koszenie raz w roku (lub rzadziej), nie wcześniej niż w sierpniu (siedliska łąkowe); koszenie dwa razy w roku, pierwszy pokos w czerwcu (żerowiska),
- przeciwdziałanie zamienianiu użytków zielonych na grunty orne,
- odrzaczanie i przywracanie kośnego użytkowania łąk oraz niezalesianie użytków zielonych,
- zachowanie tradycyjnego, zrównoważonego modelu rolnictwa (wielofunkcyjność gospodarstw, stosowanie płodozmianu) z mozaikową strukturą krajobrazu rolniczego (obecność miedz, ugorów, zakrzazień itp.),
- ograniczenie chemizacji (stosowania nawozów mineralnych i pestycydów) w produkcji rolnej.

Dominik Krupiński

Literatura

- Arroyo B., García J. T., Bretagnolle V. 2004. *Circus pygargus* Montagu's Harrier, BWP Update. Vol. 6: 39–54.
- Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winięcki A. 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Buczek T. 2005. Błotniak łąkowy *Circus pygargus* (L., 1758). W: Wójcik J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. Atlas ptaków łąkowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, ss. 98–99.
- Cenian Z. 2009. Państwowy Monitoring Ptaków Drapieżnych — metodyka oceny liczebności i rozpowszechniania na rozległych powierzchniach próbnych. Stud. Mat. CEPL, Rogów 3: 10–21.
- Dombrowski A. 1997. Rozwój polnej populacji błotniaka łąkowego *Circus pygargus* na Nizinie Południowopodlaskiej. Kulon 2: 207–211.
- Dombrowski A., Goławski A., Szymkiewicz M. 2000. Gniazdowanie ptaków drapieżnych *Falconiformes* i kruka *Corvus corax* w krajobrazie rolniczym pod Siedlcami w latach 1978 i 1999. Not. Ornitol. 41: 201–212.
- Ferrero J. J. 1995. La población ibérica de aguilucho cenizo *Circus pygargus*. Alytes 7: 539–560.
- Guixé D., Arroyo B. 2011. Appropriateness of Special Protection Areas for wideranging species: the importance of scale and protecting foraging, not just nesting habitats. Animal Conserv. 14: 391–399.
- Hardey J., Crick H., Wernham C., Riley H., Etheridge B., Thompson D. 2006. Raptors: a field guide to survey and monitoring. The Stationery Office, Edinburgh.
- Hagemeijer E. J. M., Blair M. J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & AD Poyser, London.
- Jaszczyk Z., Wójcik J. 1993. Gniazdowanie błotniaków łąkowych *Circus pygargus* w zbożach na terenie Lubelszczyzny. Not. Ornitol. 34: 167–169.
- Kitowski I. 2008. Breeding ecology of Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in marshes of Eastern Poland: importance of aggregated nesting. Acta Zool. Litua. 18: 83–89.
- Krogulec J., Polak M. 2004. *Circus pygargus* (L., 1758) — błotniak łąkowy. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (cz. I). Poradniki ochrony siedlisk

i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 7. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 235–239.

Krupiński D. 2009. Ochrona i badania błotniaka łąkowego *Circus pygargus* na południowym Podlasiu. Stud. Mat. CEPL, Rogów 3: 158–162.

Krupiński D., Lewtak J., Szulak K. 2010. Semicolonial nesting and conservation of the Montagu's harrier *Circus pygargus* in rapeseed fields in Southern Podlasie (eastern Poland). Slovak Raptor Journal 4: 37–40.

Krupiński D., Lewtak J., Rzępała M., Szulak K. 2012. Breeding biology of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in east-central Poland and implications for its conservation. Zoology and Ecology 22: 86–92.

Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.

Lontkowski J. 1993. Ochrona gniazd błotniaka łąkowego (*Circus pygargus*) na Śląsku. Biuletyn KOO 5: 12–13.

Pandolfi M., Pino D'ASTORE P. R. 1992. Aggressive behaviour of Montagu's Harrier during the breeding season. Bolletino di Zoologia 59: 57–61.

Pugaczewicz E. 1997a. Zmiany liczebności ptaków drapieżnych w krajobrazie rolniczym Równiny Bielskiej w latach 1983–1996. Not. Ornitol. 38: 183–195.

Pugaczewicz E. 1997b. Nowości ornitologiczne z Bagien Biebrzańskich. Biul. Inf. PTOP 2–3: 4–7.

Salamolard M., Leroux A.B.A., Bretagnolle V. 1999. Le Busard cendré. W: Rocamora G., Jarry G., Yeatman-Berthelot D. (eds). Les oiseaux à statut de conservation défavorable ou fragile en France. Listes rouges et priorités nationales. S.E.O.F., Paris.

Simmons R. 2000. Harriers of the World. Their behaviour and ecology. Oxford.

Schipper W. J. A. 1977. Hunting in three European Harriers (*Circus*) during the breeding season. Ardea 65: 53–72.

Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Śliwa P., Wylegała P., Mizera T., Winiecki A. 2004. O Wielkopolskich ptakach. PTOP „Salamandra”, Poznań.

Wiącek J. 2006. Aggressive behaviour in Montagu's harrier *Circus pygargus* during the courtship period. Biologia 61: 593–595.

Wiącek J. 2008. Benefits and cost of semi-colonial breeding in the Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Belg. J. Zool. 138: 36–40.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Błotniak stawowy *Circus aeruginosus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Błotniak stawowy występuje w całej niżowej Polsce. Najliczniejszy jest na zachodzie, północy i północnym wschodzie kraju. Aktualna liczebność szacowana jest na 4300–7700 par lęgowych (Kuczyński i Chylarecki 2012). Gatunek najliczniej zasiedla pojezierza oraz doliny rzeczne, m.in. dolinę Baryczy, Odry, Warty, Biebrzy, Narwi, Wieprza, Nidy oraz środkowej i dolnej Wisły. Mniej liczny jest na terenach wyżynnych południowej Polski. Średnie zagęszczenie populacji lęgowej wynosi 2,0–2,2 p/100 km², osiągając na północy i zachodzie Polski wartości rzędu 4 p/100 km² (Buczek 2007). Najwyższe liczebności błotniak stawowy osiąga w dolinie Narwi (ok. 250 par), Zalewie Szczecińskim (120 par), Stawach Milickich (170 par), na ziemi lubuskiej (170 par), w Świętokrzyskiem (160 par), w Kotlinie Biebrzańskiej (300 par) i na całym Śląsku do 750 par. W ostatnim 30-leciu odnotowano wyraźny wzrost liczebności błotniaka stawowego w kraju (Buczek 2007). Nowsze dane wskazują na istotny spadek liczebności w wielu regionach: w Dolinie Dolnej Noteci o ponad 30% (Wylegała 2003, Wylegała i in. 2012), na Stawach Milickich — ponad dwukrotny spadek w stosunku do 1990 r. i o połowę względem liczebności z 2005 r. (Witkowski i Orłowska 2012), na terenie Nadgopla prawie trzykrotny spadek w stosunku do 1995 r. (Wylegała i in. 2012) oraz ponad trzykrotny spadek w Narwiańskim PN w stosunku do liczebności z 1992 r. (Nowakowski i Górski 2009). Niewielki wzrost liczebności o ok. 10% stwierdzono w Międzyodrze (Ławicki i in. 2007) i w Dolinie Dolnej Odry (Ławicki i in. 2009).

Co najmniej 1% krajowej populacji (43 pary) gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Bory Tucholskie (104–125 par), Ostoja Drawska (92–110 par), Ostoja Warmińska (60–80 par), Dolina Dol-



fot. T. Figarski

nej Odry (65–75 p), Lasy Puszczy nad Drawą (50–65 par), Pradolina Warszawsko-Berlińska (80–100 par), Ostoja Biebrzańska (170–296 par), Puszcza Augustowska (56–65 par), Dolina Górnej Narwi (66–91 par), Dolina Dolnego Bugu (71–85 par), Dolina Baryczy (59–92 pary), Dolina Nidy (89–92 par), Dolina Dolnej Odry (65–75 par), Puszcza Piska (45–55 par), Dolina Liwca (46 par), Dolina Tyśmienicy (37–45 par) (za Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Przeciętna powierzchnia terytorium gniazdowego błotniaka stawowego wynosiła na Lubelszczyźnie 15–25 ha (Buczek i Keller 1994), a na Stawach Milickich ok. 27 ha, a cały rewir łowiecki około 160 ha (Witkowski 1989). Z Wielkiej Brytanii podawana jest wielkość rewiru 500–600 ha, wzrastająca po wyjściu młodych z gniazda do ok. 1400 ha (Lontkowski 2009). Na Polesiu Lubelskim stwierdzono polowanie błotniaków do 4 km od lęgówisk na powierzchni ok. 1000 ha (Buczek i Keller 1994). Średnia odległość między gniazdami w Wigierskim PN wynosiła 1400 m (700–4000 m), a wielkość rewiru łowieckiego określono na ok. 1500 ha (Zawadzka 2006).

Najwyższe zagęszczenia błotniaków stawowych odnotowano lokalnie w Nadwarciańskim Parku Krajobrazowym — 30 p/100 km² i w dolinie Noteci — 17,3 p/100 km². Na całym obszarze Wielkopolski było to 4,5 p/100 km², a w krajobrazie rolniczym w okolicach Turwi 1,9–2,6 p/100 km² (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). W Puszczy Augustowskiej zagęszczenie wynosiło 5,3 p/100 km² (Zawadzka i in. 2009). Na zbiornikach retencyjnych i torfowiskach na Polesiu Lubelskim w latach 1979–1986 zagęszczenia wynosiły 2,6–7,3 p/100 ha (Buczek i Keller 1994).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Pierwsze osobniki przylatują do Polski na początku marca. Sporadycznie pojedyncze ptaki zimują podczas łagodniejszych zim (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Rozpoczynanie lęgów ma miejsce od połowy kwietnia, a szczyt przypada na koniec kwietnia. Możliwe jest w niektórych latach przesunięcie tego terminu na początek maja. Wysiadywanie rozpoczyna się po złożeniu pierwszego jaja i trwa przeciętnie 33 dni (Buczek i Keller 1994). Młode po wykluciu przebywają w gnieździe 32–38 dni. Wylot z gniazda następuje w połowie lipca. Przez następne 20–25 dni rodzina przebywa w rewirze lęgowym. Odlot trwa od połowy sierpnia do października.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Błotniak stawowy występuje na obszarach bogatych w trzcinowiska i szuwały wokół zbiorników wodnych oraz na torfowiskach zarastających trzcinami i zaroślami wierzbowymi. Gniazduje głównie w łąkach trzcin, w szuwarach pałkowych i oczeretowych, porastających jeziora, zbiorniki retencyjne, stawy rybne, zalewy nadmorskie, starorzecza i śródpolne oczkach wodne. Na torfowiskach błotniak stawowy lęgnię się w łąkach kłoci wiechowatej i szuwarach wielkoturzycowych. Gniazdo zakłada nad lustrem wody lub w trudno dostępnym, podmokłym terenie; najczęściej buduje w kępach trzcin lub innej wysokiej roślinności, niekiedy w zarastających powierzchnię krzewach wierzby. Błotniaki stawowe żerują najchętniej na rozległych terenach łąkowych oraz penetrują uprawy rolne (zboża i okopowe). Występowaniu tego gatunku sprzyja mozaikowość siedlisk w zróżnicowanym krajobrazie otwartym (Buczek 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować błotniak stawowy:

- 1150 Zalewy i jeziora przymorskie,
- 3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne,
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7210 Torfowiska nakredowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Rozległe wilgotne i podmokłe tereny łąkowe, rowy melioracyjne oraz uprawy rolne (łąny zbóż i roślin okopowych).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — zbiorniki wodne powyżej 100 ha z pasami trzcin i szuwarów powyżej 30 m szerokości, brzegi rzek o szerokości trzcin i szuwarów ponad 50 m, lub torfowiska niskie i przejściowe oraz podmokłe łąki o powierzchni ponad 100 ha, porośnięte roślinnością zielną z nielicznymi kępami krzewiastych wierzb graniczące z terenami otwartymi z mozaiką łąk i pól, zabudowa <10% powierzchni; lesistość poniżej 20%.

FV-2 (umiarkowany) — zbiorniki wodne o powierzchni 10–100 ha z pasami roślinności nadbrzeżnej szerokości 10–30 m, torfowiska niskie i przejściowe i podmokłe łąki wielkości 50–100 ha, w pobliżu terenów otwartych użytkowanych rolniczo z niewielkimi obszarami zabudowy (10–20%); lesistość 20–40%.

U1 (niezadowolający) — kilkhektarowe zbiorniki wodne o powierzchni 1–10 ha zarastające roślinnością zielną i kępami krzewów w krajobrazie intensywnie użytkowanym rolniczo, częściowo zbudowanym (20–30%), oczka wodne wśród łąk i pól intensywnie użytkowanych rolniczo, lesistość 40–60%.

U2 (zły) — obszary otwarte z niewielkim udziałem terenów podmokłych z trzcinowiskami i inną roślinnością zielną, zabudowane na powierzchni ponad 30%, niespełniające kryteriów FV i U1, zbiorniki wodne otoczone lasem.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (43 pary w danej ostoi, przyjmując 20 ha, jako średnią wielkość terytorium lęgowego jednej pary) konieczne jest zachowanie łącznej powierzchni 860 ha otwartych siedlisk wraz ze zbiornikami wodnymi wymienionych w pkt 4 we właściwym stanie zachowania FV-1 lub FV-2.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Błotniakowi stawowemu zagrażają przede wszystkim zmiany środowiskowe związane z obniżaniem poziomu wody, zarastanie przesuszonych łąk i torfowisk przez zarośla wierzbowe i drzewa, prowadzące do pogarszania się warunków do zakładania gniazd. Zagrożeniem jest zanikanie dogodnych żerowisk, na skutek sukcesji leśnej lub zabudowy (szczególnie rozproszonej i rekreacyjnej) nad brzegami jezior oraz intensyfikacji rolnictwa i zaniku tradycyjnych gospodarstw ekstensywnych. Rozwijająca się zabudowa letniskowo-turystyczna, tworzenie nowych działek budowlanych i coraz liczniejszy aktywny wypoczynek nad zbiornikami wodnymi (sporty motorowodne, żeglarstwo, kajakarstwo, wędkarstwo) mają negatywny wpływ na populację błotniaka stawowego, uniemożliwiając zdobywanie pokarmu i obniżając udatność lęgów. Błotniaki są na-

rażone na kolizje z turbinami elektrowni wiatrowych. Do zagrożeń należy drapieżnictwo ssaków (norka amerykańska, jenot, lis).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania:

- przeciwdziałanie obniżaniu poziomu wody na terenach siedlisk podmokłych,
- zakaz meliorowania podmokłych łąk i torfowisk,
- ograniczenie wpływu drapieżnictwa obcych gatunków ssaków,
- przeciwdziałanie sukcesji leśnej na terenach podmokłych łąk i torfowisk,
- ograniczenia presji turystycznej, wypoczynkowej i wędkarskiej na zbiornikach wodnych na obszarach występowania błotniaka stawowego,
- zakaz przekształcania i zabudowy brzegów zbiorników wodnych na obszarach występowania gatunku,
- unikanie lokalizacji elektrowni wiatrowych w promieniu do 3 km od gniazd błotniaka stawowego (Langgemach i Meyburg 2011).

Jerzy Zawadzki

Literatura

- Buczek T. 2007. Błotniak stawowy *Circus aeruginosus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 140–141.
- Buczek T., Keller M. 1994. Breeding ecology of the Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in eastern Poland. Part.1. Population numbers and phenology of onset of laying. Acta Ornithol. 29: 67–80.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa, ss. 36–37.
- Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167–181.
- Lontkowski J. 2009. Błotniak stawowy *Circus aeruginosus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). 2009. Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 207–215.
- Ławicki Ł., Marchowski D., Mrugowski W., Niedźwiecki S., Kaliciuk J., Śmietana P., Wysocki D. 2007. Awifauna Międzyodrza w latach 1994–2006. Not. Ornitol. 48: 37–54.
- Ławicki Ł., Guentzel S., Jasiński M., Kajzer Z., Żmihorski M. 2009. Awifauna łęgowa Doliny Dolnej Odry. Orn. Pol. 50: 268–281.
- Nowakowski J.J., Górski A. 2009. Awifauna łęgowa Narwiańskiego Parku Narodowego — stan i zmiany. Not. Ornitol. 50: 97–110.
- Tomałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Witkowski J. 1989. Breeding biology and ecology of the marsh harrier *Circus aeruginosus* in the Barycz valley, Poland. Acta Ornithol. 25: 223–320.
- Witkowski J., Orłowska B. 2012. Zmiany ilościowe w awifaunie łęgowej stawów milickich w okresie 1995–2010. Orn. Pol. 53: 1–22.

- Wylegała P. 2003. Zmiany liczebności wybranych gatunków ptaków w dolinie Dolnej Noteci na odcinku Ujście–Wieleń w latach 1980–2003. Not. Ornitol. 44: 187–194.
- Wylegała P., Batycki A., Kasprzak A. 2012. Awifauna Doliny Dolnej Noteci – stan aktualny oraz zmiany liczebności. Ornithol. Pol. 53: 39–49.
- Zawadzka D. 2006. Liczebność, ekologia żerowania i rozrodu zespołu ptaków drapieżnych w Wigierskim Parku Narodowym w latach 1989–1998. Stud. Mat. CEPL, Rogów 12: 155–187.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Ptaki szponiaste Puszczy Augustowskiej. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 86–94.

Bocian czarny *Ciconia nigra*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Bocian czarny jest szeroko rozpowszechnionym ptakiem lęgowym na terenie całego kraju, od nizin po obszary górskie, gdzie gnieździ się do wysokości 1000–1200 m n.p.m. Liczebność w Polsce szacowana jest aktualnie na 1400–1600 par (Zieliński i in. 2011a), z czego niemal 90% populacji zasiedla niż i obszary wyżynne. Najniższy stan liczebności populacji lęgowej bociana czarnego, po silnym regresie trwającym od XIX wieku, obserwowano w Polsce w latach 20. XX w. Od tamtego czasu obserwuje się systematyczny wzrost liczby gniazdujących par (Czuchnowski i Profus 2009, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Najszybszy rozwój populacji nastąpił na obszarach stosunkowo liczego występowania, tj. na Pomorzu i Mazurach. Od lat 40. podobny trend obserwowano na pozostałych obszarach Polski. Najpóźniej bocian czarny zasiedlił rejony centralne, bo dopiero w ostatnim ćwierćwieczu XX w. (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Obecnie na większości obszarów jego liczebność jest stabilna, choć w niektórych rejonach kraju obserwuje się postępujący spadek, np. we wschodniej Polsce (Pugacewicz 1994, Wójciak i in. 2005, Profus i Wójciak 2007, Zawadzka i in. 2011, K. Henel — mat. niepubl., E. Pugacewicz — mat. niepubl.).

Obecnie co najmniej 1% populacji (≥ 14 par) występuje w następujących obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Puszcza Augustowska (6–15 par), Lasy Puszczy nad Drawą (12–16 par), Bory Tucholskie (12–19 par), Ostoja Warmińska (15–20 par), Puszcza Kampinoska (10–15 par), Dolina Baryczy (15–20 par), Lasy Janowskie (17–20 par), Roztocze (16 par), Ostoja Ińska (18 par), Góry Stołowe (11–14 par), Beskid Niski (30–40 par), Pogórze Przemyskie (25–35 par), Bieszczady (30–40 par), Góry Słonne (30–35 par), Ostoja Biebrzańska (24–26 par), Puszcza Solska (20–30 par) oraz Dolina Nidy (30–40 par) (za Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione).



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Bocian czarny gniazduje terytorialnie, tworząc monogamiczne pary. Ptaki wykazują duże przywiązanie do rewirów (Buczek 2004). Arealy osobnicze sąsiadujących ze sobą par w znacznej mierze mogą się nakładać. Ptaki aktywnie bronią jedynie najbliższej okolicy gniazda (Czuchnowski i Profus 2009).

W krajobrazie Francji, silnie przekształconym przez człowieka, połowę obszaru regularnie użytkowanego przez pojedynczą parę w sezonie lęgowym zajmowały lasy (od około 8 000 do 44 000 ha), a drugą agrocenozy. W Chorwacji średnia wielkość terytorium pojedynczej pary wynosiła 7 500 ha i była zbliżona do terytorium podawanego ze środkowej Hiszpanii — 7 400 ha (Fernandez i in. 2001, Jiguet i Villarubias 2004). W Niemczech wykazano, że para bocianów czarnych potrzebuje w okresie lęgowym od 1 000 do 15 000 ha optymalnych siedlisk (Dornbusch 1992). W populacjach o wysokim zgęszczeniu na Łotwie było to od 500 do 2 000 ha (Strazds i in. 2001). W okresie pozalęgowym obszar regularnie użytkowany przez ptaki w populacjach o niskim zagęszczeniu wynosił 112 000 ha (Jiguet i Villarubias 2004). W Polsce w optymalnych siedliskach bocian czarny osiąga zagęszczenie do 10 p/100 km² (Czuchnowski i Profus 2009).

W związku z tym, że gatunek ten do prawidłowego funkcjonowania wymaga dużych obszarów jego ochrona w populacjach o niskim zagęszczeniu powinna skupiać się na dość znacznym areale od 10 000 ha do 50 000 ha, a jego przeważającą składową powinny być lasy. Poza tym duże znaczenie w ochronie bociana czarnego ma klasa czystości rzek w odległości do 20 km od gniazda (Jiguet i Villarubias 2004, E. Pugaczewicz — mat. niepubl.).

W warunkach Polski obszar funkcjonalny pary bociana czarnego (biotop lęgowy oraz miejsca żerowania) obejmuje około 1 000 ha.

3. Wskazania fenologiczne

Bocian czarny jest migrantem dalekodystansowym. Na zimowiskach przebywa w rejonach o niskiej antropopresji (Chevallier i in. 2010). Największe znane zimowisko ptaków z europejskiej populacji znajduje się w Afryce subsaharyjskiej, na północ od równika (Janssen i in. 2004). Ptaki pochodzące z Polski zimują najczęściej w Libanie, Izraelu, Egipcie, Sudanie i Etiopii (Buczek 2004). Z zimowisk bociany czarne powracają na przełomie kwietnia i marca, jednakże pierwsze osobniki przylatują już na początku drugiej dekady marca (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Okres lęgowy jest dość znacznie rozciągnięty w czasie. Najwcześniejsze lęgi w północno-wschodniej Polsce stwierdzono w końcu marca, najpóźniejsze natomiast między 15 a 20 maja (Pugaczewicz 1994). W centralnej Polsce bocian czarny do lęgów przystępuje przeważnie pomiędzy 5 a 15 kwietnia, w Beskidzie Niskim w drugiej dekadzie kwietnia, a w pozostałej części Karpat zazwyczaj w pierwszych dniach maja (Stój 1995, Czuchnowski i Profus 2009). Lęgowiska opuszcza we wrześniu. W związku z powyższym należy przyjąć, że w Polsce sezon lęgowy bociana czarnego trwa od połowy marca do końca sierpnia, co jest zgodne z okresowym terminem ochrony obowiązującym w strefie ochrony okresowej (Rozporządzenie MŚ 2011).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Bocian czarny jest skrytym gatunkiem leśnym, który w optymalnych warunkach w okresie lęgowym przebywa właściwie tylko w obrębie zwartego drzewostanu (Pugaczewicz 1995, Treinys i in. 2009). Od początku lat 90. XX w. obserwuje się przełamywanie lęku przed człowiekiem, co skutkuje tym, że gatunek ten zaczyna gnieździć się w niewielkich laskach, w pobliżu osad ludzkich i ruchliwych szlaków komunikacyj-

nych (Buczek 2004, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Wójciak i in. 2005). Siedliskiem optymalnym są zwarte, rozległe, stare lasy liściaste i mieszane w pobliżu obfitujących w pokarm rzek, strumieni, stawów rybnych, starorzeczy, oczek wodnych, podmokłych łąk, bagien i rozlewisk. Ważną rolę odgrywa obecność odpowiednich drzew gniazdowych, tj. szczególnie starych, ponad, stuletnich dębów i sosen na nizinach oraz jodeł i buków w górach (Pugacewicz 1994, Treinys i in. 2009, Zieliński i in. 2011b). Ich wiek w większości przekracza 70 lat, a średnia wieku jest wyższa niż średnia otaczającego drzewostanu (Pugacewicz 1994, Löhmus i Sellis 2003). Niebagatelne znaczenie odgrywa także oświetlenie takiego drzewa (Pugacewicz 1995, Zieliński i in. 2011b). W związku z tym, że wymienione wyżej elementy w odpowiedniej konfiguracji występują głównie na terenach objętych ochroną powierzchniową, jednymi z najważniejszych ostoi tego gatunku w Polsce są parki narodowe (Zawadzka i in. 1990, Siwak i Olech 2011) oraz rezerваты przyrody (Zieliński 2006). W skali całego kraju bocian czarny gniazda buduje najczęściej na dębach (48%), sosnach (24%), bukach (9%), olchach (9%) oraz jodłach (3%) (Zieliński i in. 2011a).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których bocian czarny może

— gniazdować:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9190 Pomorski kwaśny las brzoźowodębowy,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowowiązowojesionowe,
- 91I0 Ciepłolubne dąbrowy,
- 91P0 Wyżynny jodłowy bór mieszany,
- 9410 Górskie bory świerkowe;

— żerować:

- 1130 Ujścia rzek (estuaria),
- 3110 Jeziora lobeliowe,
- 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion*, *Potamion*,
- 3160 Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne,
- 3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników,
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek,
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie.

5. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — (biotop łęgowy) płat drzewostanu liściastego lub mieszanego o powierzchni ponad 100 ha, w wieku powyżej 80 lat, z co najmniej dwoma ocienionymi drzewami liściastymi (dąb, buk, olcha) lub drzewami iglastymi o rozłożystych koronach (sosna, jodła) przypadającymi na 1 ha; w wieku powyżej 100 lat

i pierśnicy powyżej 80 cm, ze średleśnymi wilgotnymi polanami; (biotop żerowiskowy) położony w dolinie rzecznej lub/i w pobliżu, tj. do 2 km od kompleksów stawów rybnych, starorzeczy, jezior, podmokłych łąk, bagien, otwartych torfowisk.

FV-2 (umiarkowany) — (biotop lęgowy) płat drzewostanu liściastego lub mieszanego o powierzchni 50-100 ha lub na siedlisku borowym, który przecina sieć rowów melioracyjnych i inne ciek wodne; w wieku powyżej 70 lat, z co najmniej 1 ocienionym drzewem liściastym (dąb, buk, olcha) lub drzewem iglastym o rozłożystej koronie (sosna, jodła) przypadającymi na 1 ha; w wieku powyżej 90 lat i pierśnicy powyżej 60 cm, ze średleśnymi wilgotnymi polanami; (biotop żerowiskowy) położony w dolinie rzecznej lub w odległości do 2 km od średniej lub dużej rzeki lub/i kompleksu stawów rybnych, starorzeczy, jezior, podmokłych łąk, bagien, otwartych torfowisk.

U1 (niezadowalający) — biotop lęgowy niespełniający kryteriów siedliska FV-1 i FV-2 lub płaty drzewostanów optymalnych i suboptymalnych, tj. spełniające te kryteria, w promieniu których biotopy żerowiskowe znajdują się w odległości ponad 2 km.

U2 (zły) — drzewostany nie spełniające kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (≥ 14 par) w danej ostoi, przyjmując około 1500 ha, jako obszar funkcjonalny pojedynczej pary bociana czarnego, konieczne jest zachowanie łącznej powierzchni 21 000 ha siedlisk w dobrym stanie zachowania FV-1 lub FV-2.

6. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

W górach największym zagrożeniem jest regulacja rzek i potoków, w tym wycinka zarośli nadbrzeżnych, prowadzone w ramach akcji przeciwpowodziowych, co może prowadzić do zmniejszenia dostępnej bazy pokarmowej. Znamienne jest także rozdrobnienie i stosunkowo duży udział własności prywatnej lasów, co może utrudniać stosowanie ochrony strefowej. Poza tym wiele ze stanowisk nie jest zgłaszanych do RDOŚ przez służbę leśną, co uniemożliwia stosowanie ochrony strefowej. Brak zastosowania tej rozszerzonej formy ochrony gatunkowej sprawia, że ptaki są narażone na niepokojenie w czasie lęgów, a ich siedliska lęgowe mogą ulegać zniszczeniu. Potencjalne zagrożenie może nieść budowa zbiorników zaporowych na górskich rzekach (Profus i Wójciak 2007).

Na nizinach głównym zagrożeniem są długotrwałe, kompleksowe i nasilone melioracje (Buczek 2004). Niezwykle istotnym zagrożeniem jest budowa małych elektrowni wodnych. Ich oddziaływanie na ichtiofaunę jest ogromne i prowadzi do znacznego spadku ilościowego i gatunkowego tej grupy kręgowców (Radtko i in. 2012). Budowa małych elektrowni wodnych w konsekwencji powoduje istotne zubożenia bazy pokarmowej bociana czarnego. Lokalnie zagrożeniem mogą być kolizje z turbinami elektrowni wiatrowych na trasach przelotu i na lęgowskich. Poza tym niszczenie biotopów lęgowych w związku z intensyfikacją leśnictwa, obniżaniem wieku rębności drzewostanów oraz wskutek wycinki potencjalnych drzew gniazdowych, np. starych dębów i jodeł lub nadmierne ich odsłanianie poprzez cięcia sanitarne, trzebieże lub w wyniku budowy dróg leśnych (Zieliński i in. 2011b). Część gniazd spada podczas lęgów na skutek złamania się gałęzi pod ich ciężarem. Poważnym zagrożeniem jest również zbyt szybkie likwidowanie ustalonych stref ochrony wokół nieczynnych gniazd. Prawdopodobieństwo powrotu bociana czarnego do opuszczonej strefy ochrony w ciągu pierwszych 5 lat wynosi 40%, a w okresie kolejnych 6-14 lat 18%. Natomiast prawdopodobieństwo ponownego zagnieżdżenia się bociana czarnego w odległości do 500 m od opuszczonego gniazda wynosi 58% (Siwak i Olech 2011). W związku z tym strefy ochrony powinny być utrzymywane co najmniej 5 lat (w miarę możliwości jeszcze dłużej) od momentu stwierdzenia braku zasiedlenia gniazda. Lokalnie na sukces

lęgowy mogą wpływać drapieżniki, np. kuny leśne. Część stanowisk wypada na skutek presji ze strony rozwijającej się bardzo dynamicznie w ostatnim czasie populacji bielika (Zawadzka i in. 2009), lecz nie wpływa to na zachowanie i trwałość populacji bociana czarnego (Treinys i in. 2011).

Z innych zagrożeń należy wymienić wzrastającą antropopresję powodowaną poprzez nieukierunkowany i wzmożony ruch turystyczny oraz udostępnianie wnętrza lasu poprzez wyznaczanie gęstej sieci szlaków turystycznych oraz budowę dróg wywozowych i przeciwpożarowych.

7. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Jednym z najważniejszych zaleceń w ochronie gatunku jest właściwe zarządzanie biotopami lęgowymi (drzewostanami) oraz miejscami żerowania (sieć hydrologiczna oraz łąki).

Wskazania pozytywne:

- ochrona żerowisk, w tym głównie terenów podmokłych w formie użytków ekologicznych oraz rezerwatów przyrody,
- ochrona populacji bobra europejskiego, którego działalność pozytywnie wpływa na poprawę bazy żerowej,
- odtwarzanie starorzeczy oraz renaturalizacja rzek, która przyczynia się do podniesienia klasy czystości wody i poprawy składu ilościowego i jakościowego ichtiofauny,
- tworzenie niekomercyjnych, niewielkich sztucznych zbiorników wodnych na terenach otwartych w pobliżu rzek, z dala od ludzkich osiedli, np. oczek dla płazów,
- zrównoważona gospodarka wędkarska i rybicka polegająca na zarybianiu gatunkami rodzimymi, głównie szczupakiem, karasiem pospolitym, płocią oraz piskorzem,
- mała retencja w lasach,
- kośne użytkowanie podmokłych łąk oraz przywracanie gospodarowania łąkarskiego na nieużytkach w celu zatrzymania sukcesji wtórnej,
- ekstensyfikacja leśnictwa, głównie poprzez ograniczanie prac gospodarczych w sezonie lęgowym w optymalnych biotopach i prowadzenie cięć w okresie jesienno-zimowym,
- czynna ochrona miejsc lęgowych przed drapieżnikami poprzez zakładanie opasek zabezpieczających na drzewach gniazdowych oraz sąsiadujących,
- pozostawianie w lasach przerostów i rozpierczy dębowych oraz sosen o rozbudowanych płaskich koronach,
- budowa platform, tj. sztuczne podpieranie gniazd narażonych na upadek z drzewa,
- ochrona starych drzew w drzewostanach do ich naturalnej śmierci, np. poprzez ustanawianie ich jako pomniki przyrody oraz ograniczenie ich odsłaniania, głównie wskutek cięć sanitarnych.

Wskazania negatywne:

- zakładanie gęstej sieci szlaków turystycznych skutkujące wzmożoną penetracją siedlisk przez ludzi w okresie lęgowym, co powodować może porzucanie lęgów lub ich niszczenie przez drapieżniki,
- odsłanianie drzew gniazdowych w wyniku trzebieży, a w szczególności w wyniku usuwania tzw. drzew kornikowych,
- pogarszanie stanu żerowisk wewnątrz drzewostanu w wyniku osuszania lub melioracji odwadniających terenów podmokłych (np. przy pracach zalesieniowych — rabaty, rabatowałki),
- chemizacja leśnictwa i rolnictwa powodująca spadek liczebności lokalnych populacji płazów (głównie żab brunatnych), owadów i gryzoni,

- zaniechanie użytkowania uruchamiające proces wtórnej sukcesji roślinności leśnej powodującej zarastanie podmokłych łąk i śródleśnych polan,
- ograniczanie powierzchni żerowisk poprzez zmiany użytkowania łąk lub ich zabudowę, szczególnie w dolinach rzek i na polanach leśnych,
- budowa małych elektrowni wodnych,
- regulacja rzek i potoków, odmulanie koryt,
- melioracje odwadniające oraz konserwacja rowów melioracyjnych,
- budowa zapór wodnych na rzekach.

Adam Zboryt

Literatura

- Buczek T. 2004. *Ciconia nigra* (L., 1758) — bocian czarny. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (cz. I). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska. Warszawa. T. 7, ss. 81–85.
- Chevallier D., Le Maho Y., Baillon F., Duponnois R., Dieulin C., Brossault P., De Francieu P., Lorge P., Aurouet A., Massemin S. 2010. Human activity and the drying up of rivers determine abundance and spatial distribution of Black Storks *Ciconia nigra* on their wintering grounds. *Bird Study* 57: 369–380.
- Czuchnowski R., Profus P. 2009. Bocian czarny *Ciconia nigra*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 134–143.
- Dornbusch M. 1992. Ethology and diet of the Black Stork. W: Mériaux J.L., Schierer C., Tombal C., Tombal, J.-C. (eds). The Storks of Europe, Proc. Int. Conf., 3–5 June 1991, Metz. Institut Européen d'Ecologie, Metz, France, ss. 217–220.
- Fernandez M., Cano L.S., Prada, L. 2001. La Cigogne noire dans la région de Madrid (centre de l'Espagne): statut, tendances et evaluation des populations. W: Jadoul, G., Libois, R., van den Bossche, W., Strazds, M. (eds). Proceedings of the Third International Conference on the Black Stork, 28–31 March 2001, Fourneau Saint Michel, Belgique, s. 11.
- Janssen G., Hormann M., Rohde C. 2004. Der Schwarzstorch. Die Neue Brehm-Bücherei Bd 468. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Jiguet F., Villarubias S. 2004. Satellite tracking of breeding Black Storks *Ciconia nigra*: new incomes for spatial conservation issues. *Biol. Conserv.* 120: 157–164.
- Lõhmus A., Sellis U. 2003. Nest trees — a limiting factor for the Black Stork (*Ciconia nigra*) population in Estonia. *Aves* 40: 84–91.
- Profus P. 1995. Sytuacja populacji lęgowej bociana czarnego *Ciconia nigra* w Europie. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 51: 105–112.
- Profus P., Wójciak J. 2007. Bocian czarny *Ciconia nigra*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań, ss. 126–127.
- Pugaczewicz E. 1994. Stan populacji bociana czarnego *Ciconia nigra* na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 1985–1994. *Not. Ornitol.* 35: 97–308.
- Pugaczewicz E. 1995. Populacja bociana czarnego *Ciconia nigra* w polskiej części Puszczy Białowieskiej. *Ptaki Północnego Podlasia. Białowieża, PTOP*, ss. 1–25.
- Radtke G., Bernaś R., Skóra M. 2012. Małe elektrownie wodne — duże problemy ekologiczne: przykłady z rzek północnej Polski. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 68: 424–434.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2011 r. Nr 237, poz. 1419).

- Siwak A., Olech B. 2011. Ochrona strefowa ptaków w Kampinoskim Parku Narodowym na przykładzie bociana czarnego *Ciconia nigra*. W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. Mat. CEPL, Rogów 2: 43–48.
- Stój M. 1995. Ekologia rozrodu bociana czarnego *Ciconia nigra* w Beskidzie Niskim i okolicach Jasła. Chrońmy Przyr. Ojcz. 51: 29–39.
- Strazds M., Liepa A., Kuze J. 2001. Organisation spatiale des territoires de la Cigogne noire dans le Parc National de Kemerī — Lettonie. W: Jadoul, G., Libois, R., van den Bossche, W., Strazds, M. (eds). Proceedings of the Third International Conference on the Black Stork, 28–31 March 2001, Fourneau Saint Michel, Belgique, s. 51.
- Tomałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Treins R., Stončius D., Augutis D., Skuja S. 2009. Breeding habitat of the Black Stork *Ciconia nigra* in Lithuania: Implications for conservation planning. Baltic Forestry 15: 33–40.
- Treins, R., Dementavičius, D., Mozgeris, G., Skuja, S., Rumbutis, S., Stončius, D. 2011. Coexistence of protected avian predators : does a recovering population of White-tailed Eagle threaten to exclude other avian predators? Eur. J Wildl. Res. 57: 1165–1174.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin.
- Zawadzka D., Olech B., Zawadzki J. 1990. Zagęszczenie, rozród i pokarm bociana czarnego (*Ciconia nigra*) w Kampinoskim Parku Narodowym w latach 1979–1987. Not. Ornitol. 31: 5–20.
- Zawadzka D., Mizera T., Cenian Z. 2009. Dynamika liczebności bielika *Haliaeetus albicilla* w Polsce. W: Anderwald D. (red.) Ochrona drapieżnych zwierząt a rozwój cywilizacyjny społeczeństw ludzkich. Stud. Mat. CEPL, Rogów 3: 22–33.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB200002 Puszcza Augustowska w 2010 roku. W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. Mat. CEPL, Rogów 2: 89–104.
- Zieliński P. 2006. The role of forest reserves in the protection of the Black Stork *Ciconia nigra* in central Poland. Biota 7: 119–123.
- Zieliński P., Profus P., Czuchnowski R. 2011a. Present situation of the Black Stork (*Ciconia nigra*) in Poland. 8th Conference of the European Ornithologists' Union Riga, 27–30 August 2011.
- Zieliński P., Stopczyński M., Janic B., Gapys A., Bańbura J. 2011b. Czy ochrona strefowa miejsc gniazdowych bociana czarnego *Ciconia nigra* jest wystarczająca? W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. Mat. CEPL, Rogów 2: 49–56.

Cietrzew *Tetrao tetrix*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Cietrzew występuje w Polsce w kilku izolowanych populacjach, a łączna liczebność gatunku wynosi poniżej 300 kogutów, czyli ok. 500–600 osobników. W większości krajowych ostoi utrzymuje się silny trend spadkowy (Zawadzka i in. 2009).

Czynne stanowiska cietrzewia zachowały się głównie na południu i północnym wschodzie kraju. Największa, częściowo podzielona i izolowana populacja zasiedla Karpaty. Najliczniej cietrzew występuje w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej (110–130 samców) oraz w Tatrach (25–30 samców). Szczątkowe są populacje w masywie Babiej Góry (1–3 samce), masywie Piłska (0–2 samce), Ostoi Popradzkiej (2–5 samców) oraz Beskidzie Wyspowym (5–10 samców). W Górach Izerskich i Karkonoszach żyje ok. 120 kogutów (A. Pałucki — dane niepubl.), a ok. 10 osobników występuje w zachodniej części Borów Dolnośląskich. Drugim obszarem występowania cietrzewia jest północny wschód Polski, gdzie najliczniejszy jest w Kotlinie Biebrzańskiej (52 samce, K. Henel — dane niepubl.). Na Mazurach 30 samców żyje na Poligonie Orzysz, pojedyncze osobniki w Puszczy Napiwodzko-Ramuckiej (gdzie od 2012 r. prowadzona jest restytucja w Nadleśnictwie Jedwabno), oraz 10–12 kogutów na Bagnach Nietlickich (dane z 2009 r.). W ostatnich dekadach cietrzew szybko zmniejsza liczebność niemal w całej północno-wschodniej Polsce, m.in. w Puszczy Knyszyńskiej (brak aktualnych danych, dane z 2002 r. 20–50 samców), w ostoi IBA Niecka Gródecko-Michałowska i w ostoi Dolina Górnego Nurca. W bardzo szybkim tempie wyginął w Puszczy Augustowskiej (Wilk i in. 2010). Podawana jeszcze niedawno liczba 150 kogutów na Nizinie Podlaskiej uległa zmniejszeniu o połowę. Cietrzew szybko ustępuje także z rejonu Gór Świętokrzyskich, gdzie zostało tylko kilka osobników. Całkowicie wyginął na Lubelszczyźnie w latach 90. XX w., a w Poleskim Parku Narodowym w początku XXI w. przeprowadzono udaną próbę przesiedlenia ponad 100 ptaków z Białorusi i Ukrainy, jednak obecnie liczebność nie przekracza tam 20 samców. Restytucja gatunku jest także prowadzona w Kotlinie Sandomierskiej, gdzie wypuszczono kilkadziesiąt osobników z Białorusi, jednak jej efekty nie są jeszcze znane (A. Cholewa — inf. ustna). Pomiędzy latami 1993–1994 a 2006–2007 w Polsce nastąpiło zmniejszenie areалу występowania cietrzewia o 43% (Kamieniarz 2008).

Prawdopodobnie 1% populacji to ok. 5–6 osobników. Co najmniej 1% populacji występuje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Poligon Orzysz, Bagna Nietlickie, Ostoja Biebrzańska, Poleś, Puszcza Sandomierska, Karkonosze, Góry Izerskie, Torfowiska Orawsko-Nowotarskie, Tatry (za Wilk i in. 2010).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Cietrzew jest gatunkiem osiadłym. Ze względu na skomplikowany system rozrodczy (ścisła poligynia) i skomplikowaną strukturę socjalną (grupy skupione wokół tokowisk), ma duże wymagania przestrzenne. Populacje zasiedlają obszar wielkości od kilkuset do kilku tysięcy hektarów. Centralnym punktem jest tokowisko, którego lokalizacja jest zależna od struktury roślinności – zawsze znajduje się na terenie otwartym lub rzadko zadrzewionym. Odległości pomiędzy najbliższymi sąsiednimi tokowiskami wynoszą od 200 m w górach do 1 km w łąkach, w Polsce od 1,6 do 10,2 km (Pugaczewicz 1998). Tokowisko zajmuje powierzchnię od kilku do kilkudziesięciu hektarów, a rewiry tokowe poszczególnych kogutów od 170 do 4000 m². Powierzchnia rewiru wzrasta wraz ze spadkiem liczby kogutów na tokowisku. Zimą ptaki spędzają w stadach jedнопłciowych lub

mieszanych, żerując na brzozach, olszach lub sosnach. Płat półotwartego środowiska z kępami drzew powinien zajmować powierzchnię co najmniej 50–100 ha. Całoroczne arealy osobnicze wykazują znaczną zmienność sezonową, a ich wielkość rośnie wraz ze spadkiem udziału optymalnego siedliska w obrębie rewiru. Telemetryczne badania w Alpach Francuskich wykazały użytkowaną wielkość arealu w zakresie od 2–30 ha i 15–312 ha (Zawadzka i in. 2009). Rewir kury wodzącej pisklęta obejmuje od ok. 20 do 75 ha, roczny rewir koguta na wrzosowiskach w Szkocji — średnio 465 ha (Lindström i in. 1998, Kamieniarz 2002). W oparciu o dane telemetryczne minimalna powierzchnia odpowiedniego biotopu dla populacji złożonej z co najmniej kilkunastu osobników to co najmniej 1000 ha.

3. Wskazania fenologiczne

Cietrzew jest gatunkiem osiadłym. W warunkach górskich możliwe są jednak wędrówki pionowe i opuszczanie na okres zimowy wysoko położonych stanowisk. Ponadto w okresie pozalęgowym dochodzi do koncentracji osobników w stada (Ciach i in. 2010), przy czym wyraźne jest tworzenie stad jednopłciowych, a tendencja do tworzenia większych stad zaznacza się silniej u samców. Toki cietrzewi na nizinach trwają od końca marca do połowy lub końca maja, w górach będąc uzależnionymi od długości i surowości zimy. Koguty zajmują terytoria zimowe wokół tokowisk w styczniu–lutym. Prowadzenie prac leśnych i płoszenie ptaków w okresie zimy może je wyeliminować z udziału w rozrodzie, na skutek utraty terytoriów wokół tokowiska. Newralgiczny jest także sam okres toków. Wysiadywanie trwa 25–28 dni, od początku maja do końca maja/połowy czerwca. Wychowaniem piskląt zajmuje się tylko samica. Stadka rodzinne są bardzo wrażliwe na płoszenie — konieczność ucieczki i szukania ukryć ogranicza czas żerowania i obniża kondycję piskląt. W okresie letnio-jesiennym grupy rodzinne łączą się w większe stada. Ewentualne prace leśne w ostojach (obszarach występowania) cietrzewia należy wykonywać w okresie od 1 sierpnia do 31 grudnia.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

U cietrzewia brak jest podstaw do wyróżnienia oddzielnych siedlisk lęgowych i żerowiskowych. Zajmowany obszar wykorzystywany jest w ciągu roku do toków, lęgów, żerowania i pierzenia. Cietrzew występuje na obszarach wstępnej fazy sukcesji leśnej, o niskim stopniu zadrzewienia, często silnie uwilgotnionych. Preferuje ubogie siedliska. Najliczniejsze są populacje na obszarach dawnych poligonów, dużych pożaryszk, wilgotnych, częściowo zarastających łąk i torfowisk, łąk powyżej górnej granicy lasu. W zagospodarowanych lasach występuje na dużych zrębach i uprawach, zazwyczaj na granicy powierzchni otwartych, często na wrzosowiskach, oraz na obszarach pokłeskowych, gdzie drzewostan częściowo rozpadł się na skutek gradacji owadów lub czynników abiotycznych. Preferowane siedliska na nizinach to częściowo zalesione, podmokłe doliny rzeczne z torfowiskami, bory bagienne i torfowiska wysokie oraz przejściowe o niskim stopniu zadrzewienia, obszary poligonów i tereny po pożarach. Siedliska w górach to torfowiska wysokie i bory bagienne, piętro kosówki oraz łąki powyżej górnej granicy lasu, łąki, hale i rozległe polany w wyższych położeniach górskich.

Kluczowym elementem biotopu cietrzewia są kępy młodych brzoź i olsz, stanowiących pokarm zimowy oraz w mniejszym stopniu występowanie sosny, jarzębiny i jałowca. W sezonie wegetacyjnym podstawę pożywienia stanowią borówka czernica oraz inne krzewinki wrzosowate (borówka brusznica i bagienna, wrzoś, żurawina, bagno zwyczajne), a w borach bagiennych — welnianki i turzycy. Obecność tych roślin decyduje o przydatności siedliska dla cietrzewia. Ważnym elementem biotopu jest też występowanie fragmentów gołej ziemi (piasku) na kąpiele oraz żwiru będącego źródłem gastrolitów. Dla piskląt w pierwszym okre-

sie życia ważna jest obecność bezkręgowców stanowiących pokarm: mrówek, prostoskrzydłych oraz larw motyli (Lindström i in. 1998).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez cietrzewie:

- 4060 Wysokogórskie borówczyska bażynowe,
- 6150 Nizowe i górskie łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą,
- 7120 Torfowiska wysokie zdegradowane lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji,
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska,
- 91D0 Bory bagienne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek z podziałem na lęgowe i żerowiskowe

- Rozległe zręby i uprawy sosnowe (powyżej 10 ha), lukowate młodniki sosnowe na siedliskach borów świeżych lub wilgotnych, szerokie pasy przeciwpożarowe (wiek poniżej 10 lat, przed dojściem do zwarcia koron, starsze młodniki sosnowe z licznymi lukami o powierzchni kilka arów każda).
- Zarastające pola, na których zaniechano uprawy rolnej (wiek zapustów sosnowo-brzozowych poniżej 15 lat, pokrycie drzewami nie więcej niż 50% powierzchni).
- Ekstensywnie użytkowane pola i łąki przy granicy lasów sosnowych.
- Rozległe zręby w świerczynach, z naturalną sukcesją, znaczną ilością pozostawionych martwych drzew.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — płaty o powierzchni powyżej 100 ha następujących siedlisk: 1) borów bagiennych o niskim zadrzewieniu (0,2–0,4); 2) torfowisk wysokich z pojedynczymi sosnami lub kępami sosen; 3) otwartych wrzosowisk, 4) poligonów; 5) rozległych łąk i hal powyżej górnej granicy lasu, na granicy z pasem kosówki, 6) wilgotnych, częściowo zarastających łąk przy granicy lasu. Ponadto, obecność młodych brzoź lub olsz, krzewinek wrzosowatych, dostępność ziemi na kąpiele piaszczyste i żwiru na gastrolity.

FV-2 (umiarkowany) — płaty o powierzchni do 100 ha następujących siedlisk: 1) borów bagiennych poniżej 100 ha o zadrzewieniu powyżej 0,5, obecność krzewinek wrzosowatych, domieszka brzozy, dostępna ziemia mineralna, gastrolity; 2) prześwietlonych drzewostanów sosnowych powyżej 100 lat o zwarciu luźnym na siedliskach boru wilgotnego lub boru świeżego z podszytem do 30%; 3) brzegów wydzieleni i dróg leśnych obsadzonych brzożami, pasy przeciwpożarowe, płatów borówek w runie, niewielkich powierzchni ziemi mineralnej do kąpiele piaszczystej, drzewostanów częściowo położonych w odległości ponad 150 m od uczęszczanych dróg leśnych; 4) borów sosnowych z obecnością upraw o powierzchni 3–4 ha lub dużych powierzchni upraw i zrębów (łącznie kilkanaście do 20 ha, położonych blisko siebie) na siedliskach boru świeżego, bez trzcinika, z obecnością borówek w starych drzewostanach przylegających do powierzchni odnawianych, ewentualnie zręby przy granicy powierzchni otartych (pola, łąki).

U1 (niezadawalający) — płaty biotopów opisane jako FV-2 o powierzchni poniżej 20 ha; drzewostany na siedliskach boru mieszanego świeżego, boru mieszanego wilgotnego z dominacją świerka lub jodły, lasu mieszanego lub boru suchego, w wieku 20–100 lat, zwarcie pełne lub umiarkowane, podszyt powyżej 30%,

udział borówek w runie poniżej 10%, runo zadarnione, trzcinnik, brak żwiru i ziemi mineralnej, brak zrębów i upraw sosnowo-brzozowych lub niewielkie, rozrzucone powierzchnie takich upraw; udane, zwarte odnowienia na powierzchniach pożarysk lub wrzosowisk, pokrywające ponad 70% powierzchni; łąki w dolinach rzecznych nieużytkowane, silnie zarastające krzewami wierzby i brzozy.

U2 (zły) — drzewostany na siedliskach lasowych, olsu, drzewostany na siedliskach borowych w wieku 10–80 lat, zwarcie umiarkowane lub pełne, drzewostany na siedliskach borowych w wieku 30–80 lat z niskim udziałem sosny, zwarcie pełne lub umiarkowane, udział podszytu powyżej 50%, udział borówek <10%, wysokość runa powyżej 70 cm, runo zadarnione, położenie koło dróg; intensywnie zagospodarowane łąki w dolinach rzecznych na torfowiskach niskich lub czarnoziemach.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Najważniejsze zagrożenia:

- zarastanie podmokłych terenów otwartych (sukcesja leśna),
- eliminacja brzozy i olszy z drzewostanów i zadrzewień,
- grodzenie upraw leśnych siatką,
- utrzymywanie silnego zwarcia młodników,
- zalesianie śródleśnych powierzchni otwartych,
- drapieżnictwo (lis, kuna, jenot, dzik, kruk, jastrząb),
- osuszanie terenów podmokłych, odwodnienia, obniżenie poziomu wody gruntowej,
- przemysłowa eksploatacja torfowisk,
- zabudowa terenów otwartych w bezpośrednim sąsiedztwie terenów leśnych,
- budowa tras i infrastruktury narciarskiej,
- nielegalne poruszanie się pojazdami silnikowymi po terenach leśnych i łąkach w górach (quady, motory, auta terenowe),
- intensywna penetracja ostoi przez ludzi,
- presja turystyczna,
- zbyt niska liczebność izolowanych populacji gatunku (utrata zmienności genetycznej),
- kolizje z liniami przesyłowymi, masztami i innymi konstrukcjami w ostojach i ich bezpośrednim sąsiedztwie.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- wyznaczanie stref ochronnych wokół tokowisk,
- ochrona ścisła torfowisk wysokich,
- ograniczanie sukcesji na gruntach nieleśnych zasiedlanych przez cietrzewia,
- przerzedzanie zwartych powierzchni odnowień naturalnych lub sztucznych na pożaryskach, poligonach,
- wprowadzanie kępowe lub pasowe brzozy i olszy,
- zachowanie luk i luźnego zwarcia upraw i młodników na terenach leśnych,
- zakładanie zrębów w zwartych partiach drzewostanów średniowiekowych,
- pozostawianie kęp starodrzewi na zrębach,
- wykorzystanie odnowienia naturalnego,

- utrzymywanie zwarcia przerywanego lub luźnego w starszych drzewostanach (niewprowadzanie podszytów),
- zakładanie i pielęgnacja pasów ppoż.,
- wysypywanie żwiru na gastrolity,
- odsłanianie niewielkich powierzchni (1 m²) gleby mineralnej do kąpieli piaszczystej,
- grodzenie upraw żerdziami,
- odbudowa małej retencji,
- budowa zastawek na rowach odwadniających,
- redukcja liczebności drapieżników,
- ograniczanie penetracji ostoi przez ludzi,
- ograniczanie presji turystycznej.

Dorota Zawadzka, Michał Ciach

Literatura

- Ciach M., Wikar D., Bylicka M., Bylicka M. 2010. Flocking behaviour and sexual segregation in Black Grouse *Tetrao tetrix* during the non-breeding period. *Zoological Studies* 49: 453–460.
- Kamieniarz R. 2002. Cietrzew. Monografie przyrodnicze. Lubuski Klub Przyrodników, Świebodzin
- Kamieniarz R. 2008. Zmiany w występowaniu cietrzewia w Polsce między latami 1993–1994 a 2006–2007. W: Ochrona kuraków leśnych. Monografia pokonferencyjna. Janów Lubelski 16–18 października 2007 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 38–45.
- Lindström J., Rintamäki P. T., Storch I. 1998. *Tetrao tetrix* Black Grouse. BWP Update 2: 173–191.
- Pugacewicz E. 1998. Aktualna sytuacja populacji cietrzewia *Tetrao tetrix* w Kotlinie Biebrzańskiej. *Not. Ornitol.* 39: 77–90.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Keller M. 2009. Cietrzew *Tetrao tetrix*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GŁOŚ, Warszawa, ss. 292–301.

Drozd obrożny *Turdus torquatus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Obszar gniazdowania drozda obrożnego (podgatunku *T. t. alpestris*) w Polsce ograniczony jest do Karpat, gdzie jest gatunkiem nielicznym lub średnio liczny, oraz Sudetów, gdzie występuje bardzo nielicznie (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Dyrz i Mielczarek 2007). Drozd obrożny występuje niemal wyłącznie powyżej 600 m n.p.m., chociaż wyjątkowo może być spotykany poniżej tej wysokości, nawet na pogórzach (Walasz i Mielczarek 1992, Hordowski 1999, Kajtoch 2011). W Karpatach zasiedla głównie wyższe partie Beskidów (Zachodnich i Wschodnich), Pienin i Tatr, a w Sudetach: Karkonosze, Góry Izerskie i prawdopodobnie masyw Śnieżnika (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Dyrz i Mielczarek 2007). W okresie wędrówek, zwłaszcza w północnej części Polski, mogą ponadto pojawiać się ptaki z podgatunku *T. t. torquatus* (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

Krajowa populacja tego drozda szacowana jest na 1000–3000 par lęgowych (Chylarecki i Sikora 2007). Starsze dane wskazują na gniazdowanie w samych Karpatach aż 6000–8000 par (Walasz i Mielczarek 1992), co wydaje się jednak być wartością zawyżoną. Dokładniejsze dane dotyczące liczebności drozda obrożnego pochodzą zaledwie z kilku mezoregionów i w większości odnoszą się jedynie do pasm, głównie rezerwatów, parków narodowych i ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym (Important Bird Areas — IBA). Dodatkowo w przeważającej mierze są to szacunki liczebności, a nie wyniki inwentaryzacji. Liczebność drozda obrożnego w Karpatach szacowana jest na 1000–2000 par w Tatrach (Głowaciński i Profus 1992), 250–300 par w Beskidzie Żywieckim z Pasmem Babiogórskim (Ciach 2009a, 2009b, 2010), 80–100 par w Beskidzie Niskim, 30–50 par w Gorcach (Wilk i in. 2010) oraz 40–50 par w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch 2011). W Sudetach liczebność gatunku szacowana jest zaledwie na 35–40 par w Karkonoszach i 16–22 par w Górach Izerskich (Wilk i in. 2010).

Ponad 1% krajowej populacji (z 2000 par) gniazduje w następujących obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach IBA: Tatry, Beskid Żywiecki, Babia Góra, Gorce, Beskid Wyspowy, Beskid Niski, Karkonosze, Góry Izerskie oraz prawdopodobnie w Beskidzie Śląskim, Bieszczadach i Ostoju Popradzkiej (skąd brak jest jednak dokładnych danych o liczebności).



fot. Ł. Kajtoch

Z uwagi na brak wieloletnich badań nad liczebnością i rozmieszczeniem drozda obrożnego, niemożliwe jest podanie trendów liczebności i rozpowszechnienia. Według Tomiałojcia i Stawarczyka (2003) populacja karpacka jest stabilna. Zsumowania liczebność drozda obrożnego z karpackich ostoi IBA wskazuje, że w polskich Karpatach może gniazdować obecnie 1500–2500 par (Wilk i in. 2010). Aktualne, nieco szersze rozmieszczenie stanowisk drozda obrożnego w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch 2011) może być artefaktem związanym z uprzednio niepełnym stopniem zbadania terenu. Jednak w Sudetach zasięg drozda obrożnego najprawdopodobniej uległ zmniejszeniu, gdyż gatunek ten ustąpił m.in. z gór Sowich, Stołowych i Orlickich (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Zagęszczenie drozda obrożnego jest zależne od wysokości nad poziomem morza, co z kolei wiąże się z obecnością specyficznych pięter roślinno-klimatycznych (Ciach i Mrowiec 2013). Zagęszczenia gatunku badane na powierzchniach próbnych wahały się w granicach 0,3–4,9 p/10 ha (Głowaciński 1991, Ślizowski 1991, Głowaciński i Profus 1992, Kajtoch 2011). Jednak wyniki te dotyczą siedlisk optymalnych, gdzie zagęszczenie jest relatywnie wysokie, gdyż gatunek może gniazdować w skupiskach lub półkolonijnie. Rozkład zagęszczeń uzyskanych na powierzchniach próbnych w Karpatach i Sudetach wskazuje, że w strefie wysokości 900–1500 m n.p.m. zagęszczenie przekracza 0,5 p/10 ha, a w siedliskach optymalnych, w strefie wysokości 1100–1300 m n.p.m., dochodzi do 1 p/10 ha (Ciach i Mrowiec 2013).

Wielkość terytorium drozda obrożnego nie jest dokładnie znana, ale przypuszczalnie zajmuje ono około 5 ha (Cramp 1988, Ciach i Mrowiec 2013). Wyliczenia z powierzchni próbnych wskazują, że w siedliskach optymalnych jeden rewir drozda obrożnego przeciętnie przypada na 5–20 ha terenu, a lokalnie, przypuszczalnie w efekcie gniazdowania półkolonijnego, może obejmować jedynie 2 ha.

Terytoria drozda obrożnego, oprócz lasów, zawierają średnio 19% terenów otwartych bądź półotwartych (zakres odchylenia 0–41%). W skład terytoriów wchodzi polany, hale, skały, głazowiska, źródłiska, torfowiska, zręby, które są wykorzystywane głównie jako żerowiska (Ciach i Mrowiec 2013).

3. Wskazania fenologiczne

Przylot drozdów obrożnych (podgatunku *T. t. alpestris*) następuje na ogół na przełomie marca i kwietnia (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), jednakże wyjątkowo zdarzają się obserwacje wcześniejsze (Kajtoch 2010). Odlot następuje najczęściej do października. Główny sezon lęgowy obejmuje okres od drugiej połowy kwietnia do końca czerwca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Drozdy obrożne gniazdują przede wszystkim w górnoreglowych borach świerkowych, a także mniej licznie w dolnoreglowych borach mieszanych i jodłowych, dolnoreglowych lasach jodłowych-bukowo ze znaczącym udziałem jodły bądź świerka oraz zaroślach kosodrzewiny, jałowca pospolitego lub olszy zielonej. Gatunek ten preferuje drzewostany naturalne o różnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej. Zazwyczaj zasiedla drzewostany w sąsiedztwie górskich muraw, borówczysk, torfowisk, źródlisk i gołoborzy, które wykorzystuje jako żerowiska (Kajtoch 2011, Ciach i Mrowiec 2013).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których drozdy obrożne mogą — gniazdować:

- 4070 Zarośla kosodrzewiny,
- 4080 Subalpejskie zarośla wierzby lapońskiej lub śląskiej,
- 5130 Formacje z jałowcem na wrzosowiskach lub nawapiennych murawach,
- 9110 Kwaśne buczyny (w tym żyzna jedlina karpacka *Abies alba-Oxalis acetosella*)
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 9410 Górskie bory świerkowe,
- 9420 Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem;

— żerować:

- 4060 Wysokogórskie borówczyska bażynowe,
- 6150 Wysokogórskie murawy acydofilne i bezwapienne wyleżyska śnieżne,
- 6170 Nawapienne murawy wysokogórskie i wyleżyska śnieżne,
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska,
- 7220 Źródłiska wapienne,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk,
- 8110 Piargi i gołoborza krzemianowe,
- 8120 Piargi i gołoborza wapienne,
- 8160 Podgórskie i wyżynne rumowiska wapienne,
- 8220 Ściany skalne i urwiska krzemianowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W lasach gospodarczych drozd obrożny występuje w starszych partiach drzewostanów lub w mozaice płatów lasów o różnym wieku i składzie gatunkowym (np. starodrzew w otoczeniu młodników). W takich drzewostanach gatunek występuje ponadto często w sąsiedztwie zrębów i upraw leśnych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — ponad 100-letni drzewostan o powierzchni powyżej 10 ha z udziałem świerka lub jodły >80% lub zarośla kosodrzewiny, jałowca lub olszy zielonej, obecność w promieniu 150 m terenów otwartych bądź półotwartych (wymienionych w pkt 4).

FV-2 (umiarkowany) — ponad 80-letni drzewostan o powierzchni powyżej 10 ha z udziałem świerka lub jodły >70%, obecność w promieniu 200 m terenów otwartych bądź półotwartych (wymienionych w pkt 4).

U1 (niezadowolający) — ponad 60-letni drzewostan o powierzchni powyżej 10 ha z udziałem świerka lub jodły >60%, obecność w promieniu 300 m terenów otwartych bądź półotwartych (wymienionych w pkt 4).

U2 (zły) — siedliska niespełniające powyższych kryteriów.

Dla utrzymania 1% populacji (20 par) w jednej ostoi, przyjmując zakres zagęszczenia w siedliskach optymalnych (0,5–1 p/10 ha), konieczne jest zachowanie min. 300–600 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryte-

riach FV-1 i FV-2. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe jest zachowanie trzykrotnie większej powierzchni siedlisk FV/U1, jako rezerwowego obszaru występowania drozda obrożnego.

Z uwagi na niewielką powierzchnię pojedynczych terytoriów oraz gniazdowanie w luźnych skupiskach lub półkoloniach przy planowaniu ochrony tego gatunku konieczne jest utrzymywanie płatów siedlisk o kryteriach FV-1 i FV-2 o powierzchni wystarczającej do łącznego gniazdowania minimum 5 par w danej lokalizacji. Ochrona siedlisk (FV-1 i FV-2) w rozproszeniu i o powierzchni wystarczającej dla lęgów pojedynczych par może okazać się niewystarczająca dla ochrony lokalnych subpopulacji drozda obrożnego.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Drozd obrożny nie wydaje się być gatunkiem szczególnie wrażliwym na efekty prowadzonej gospodarki leśnej. Powstające zręby często wykorzystuje jako tereny żerowiskowe. Zagrożeniem dla jego stanowisk mogą być rozległe jednowiekowe monokultury, wykorzystywane przez ten gatunek jedynie w fazie upraw i młodników (żerowiska), a następnie dopiero po osiągnięciu starszego wieku i rozluźnieniu zwarcia drzewostanów. Do zaniku terytoriów mogą przyczyniać się zręby wykonywane na dużych powierzchniach (powyżej 10 ha)¹, o ile na ich terenie nie są pozostawiane enklawy (biogrupy i kępy) starszych płatów. Zagrożeniem jest ponadto wykonywanie prac leśnych w okresie lęgowym, prowadzące do opuszczania terytoriów i strąt w lęgach.

Dodatkowym zagrożeniem może być także zalesianie terenów otwartych i półotwartych oraz ich zarastanie na skutek zaniechania użytkowania (pasterstwa) i sukcesji leśnej. Takie tereny mogą być atrakcyjne dla drozdów obrożnych w początkowej fazie zarastania, jednak później tracą swą funkcję jako żerowiska.

Drozd obrożny jako gatunek zakładający gniazda na drzewach bądź krzewach nie wydaje się być bezpośrednio zagrożony presją turystyczną, choć nasilające się, zwłaszcza jej agresywne formy (motory, quady), mogą prowadzić do płoszenia, którego następstwem może być opuszczanie rewirów.

Pewnym zagrożeniem dla tego gatunku mogą być inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji kompleksów leśnych i izolacji płatów lasu (w szczególności starszych drzewostanów) w efekcie zabudowy rozproszonej, budowy tras narciarskich.

Z uwagi na brak specjalistycznych badań, nieznana jest zmienność genetyczna populacji i stopień izolacji, szczególnie populacji niewielkich, położonych na skraju zasięgu gatunku. Można przypuszczać, że populacje drozda obrożnego funkcjonują na zasadzie metapopulacji, z głównymi populacjami źródłowymi w Tatrach, Beskidzie Żywieckim i Bieszczadach (oraz innych pasmach górskich na Słowacji i Ukrainie), które zasilają niewielkie populacje z pozostałych części Beskidów, oraz być może także Sudetów (choć te mogą być zależne także od populacji np. alpejskich).

Najprawdopodobniej także drapieżnictwo (ptaków i ssaków drapieżnych) nie ma istotnego wpływu na zachowanie jego populacji.

¹ W Polsce zgodnie z zarządzeniem nr 11A Dyrektora Generalnego Lasów państwowych z dnia 11 maja 1999 (ZG-7120-2/99) użytkowanie rębne zrębami zupełnymi z ich odnowieniem sztucznym ograniczono do niewielkich powierzchniowo gospodarczych drzewostanów nasiennych sosnowych i modrzewiowych o pow. całkowitej wydzielania do 4 ha oraz świerkowych, daglezi zielonej i olszy czarnej o pow. do 2 ha, w których uzyskanie naturalnego odnowienia z obsiewu górnego nie jest możliwe ze względu na silne zadarnienie lub wręcz zdziczenie pokrywy, gęsty podszyt lub nie rojújące w przyszłości drugie piętro.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona rezerwatowa lub w parkach narodowych naturalnych płatów borów górnoreglowych i dolnoreglowych, całość siedlisk 9410 i 9420 powinna podlegać ochronie bierniej,
- umiarkowana gospodarka leśna (rębnie częściowe, a zwłaszcza stopniowe i przerębowa, kształtujące zróżnicowaną strukturę drzewostanów, usuwanie pojedynczych drzew w zwartych drzewostanach, prowadzone poza okresem lęgowym przypadającym od połowy kwietnia do lipca),
- pozostawianie na zrębach biogrup i kęp starodrzewów do naturalnego rozpadu,
- pasterstwo górskie bądź koszenie górskich polan i łąk,
- celowe odkrzaczanie górskich polan i innych terenów półotwartych.

Wskazania negatywne:

- intensywna gospodarka leśna (wykonywanie zrębów na dużych powierzchniach (powyżej 10 ha), kształtowanie jednogatunkowych i jednowiekowych drzewostanów, prace leśne wykonywane w trakcie sezonu lęgowego: 01.04–30.07),
- zaniechanie pasterstwa prowadzące do zarastania polan,
- zalesianie terenów otwartych i tzw. nieużytków leśnych (gołoborzy, torfowisk),
- ciągła obecność ludzi prowadzących zbiór borówek w okresie letnio-jesiennym (zubożanie bazy pokarmowej i płoszenie ptaków),
- niszczenie siedlisk, fragmentacja lasów i izolacja płatów starodrzewów przez inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego.

Michał Ciach, Łukasz Kajtoch

Literatura

- Ciach M. 2010. Babia Góra. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki, ss. 415–416.
- Ciach M., Kwarciany B., Figarski T., Bujoczek M., Fluda M. 2009a. Pasma Policy PLB120006 (IBA PL129). W: Chmielewski S., Stelmach R. Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 127–133.
- Ciach M., Kwarciany B., Mrowiec W., Figarski T., Bujoczek M., Dyduch M., Fluda M. 2009b. Beskid Żywiecki PLB240002 (IBA PL127). W: Chmielewski S., Stelmach R. Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 51–58.
- Ciach M., Mrowiec W. 2013. Habitat selection of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in the Western Carpathians: the role of the landscape mosaic. *Bird Study* 60: 22–34.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Cramp, S. (ed.). 1988. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 5. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Dyrz A., Mielczarek P. 2007. Drozd obrożny *Turdus torquatus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 370–371.
- Głowaciński Z. 1991. Ekologiczny zarys awifauny zlewni Kamienicy w Górcach i Beskidzie Wyspowym (Karpaty Zachodnie). *Ochr. Przyr.* 49: 175–196.

- Głowaciński Z., Profus P. 1992. Structure and vertical distribution of the breeding bird communities in Polish Tatra National Park. Ochr. Przyr. 50, 1: 65–94.
- Hordowski J. 1999. Ptaki Polskich Karpat Wschodnich i Podkarpacia. T. I *Pteroclidiformes Passeriformes*. Bad. Ornitol. Ziemi Przem. 7: 1–186.
- Kajtoch Ł. 2010. Wczesny przylot drozdów obrożnych *Turdus torquatus* w okolicy Limanowej w roku 2007. Kulon 15: 81–82
- Kajtoch Ł. 2011. Rozmieszczenie, liczebność i siedliska drozda obrożnego *Turdus torquatus* w Beskidzie Wyspowym. Ornith. Pol. 52: 62–71.
- Ślizowski J. 1991. Bird community of a spruce forest in the upper mountain forest zone on Polica (Polish Western Carpatians). Acta Zool. Cracov. 34, 2: 535–551.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wałasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992. Biol. Silesiae, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Dzięcioł białogrzbisty w Polsce zasiedla Karpaty, wyżyny i północno-wschodnią część kraju (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Piotrowska i Wesołowski 2007). W Karpatach występuje przede wszystkim w Bieszczadach, Beskidach: Niskim, Sądeckim, Wyspowym i Żywieckim oraz w Gorcach. Zasiedla także pogórza, od Wiśnickiego po Przemyskie. Gatunek ten stwierdzany jest na wysokości 600–1200 m n.p.m. w Beskidach, a na pogórzach na wysokości 350–600 m n.p.m. W północno-wschodniej części kraju zasiedla większe kompleksy leśne Puszczy Białowieskiej, Knyszyńskiej, Augustowskiej i Boreckiej oraz Kotlinę Biebrzańską. Ponadto występuje na Polesiu Lubelskim, Roztoczu i w Górach Świętokrzyskich. Jego stanowiska nad górną Odrą (podawane z lat 1977–1995) prawdopodobnie są już nieaktualne. Krajowa populacja tego gatunku szacowana była na 400–600 par (Piotrowska i Wesołowski 2007), jednak dane zawarte w opracowaniu o ostojach ptaków (Wilk i in. 2010) i zebrane w trakcie prowadzenia monitoringu dzięcioła trójpalczastego (w czasie którego monitorowano także część krajowej populacji dzięcioła białogrzbitego) (GIOŚ 2010–2012) wskazują, że bardziej prawdopodobna liczebność tego gatunku szacowana jest na 900 par w samych Karpatach. Wynik ten jest bliski dawnemu oszacowaniu podanym przez Walasza i Mielczarka (1992), przez co dezaktualizują oszacowanie dla Karpat podawane przez Piotrowską i Wesołowskiego (2007).

Obecnie liczebność dzięcioła białogrzbitego w karpackich ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) szacowana jest na: 70–90 par w Beskidzie Żywieckim z Pasmem Babiogórskim, min. 13 par w Beskidzie Śląskim, 20–30 par w Gorcach, 3–5 par w Pieninach, 10–20 par w Ostoi Popradzkiej, 300–350 par w Beskidzie Niskim, 80–120 par w Górach Sanocko-Turczańskich i 80–100 par w Bieszczadach (Wilk i in. 2010). Po-



fot. Ł. Kajtoch

nadto 20–25 par występuje w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch 2009), a 10–15 par w Beskidzie Średnim (Matyssek i Kajtoch 2011). Na pogórzach, 50–80 par występuje na Pogórzu Przemyskim (Wilk i in. 2010) i ok. 10 par na Pogórzu Wiśnickim (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Brak jest danych z innych pogórzy, ale łącznie może tam występować nawet 20–30% populacji karpackiej. W pasie wyżyn zasiedla Roztocze (40 par, Wilk i in. 2010) i Góry Świętokrzyskie (kilkanaście par, Chmielewski i in. 2005).

W Polsce północno-wschodniej najliczniejsza populacja zasiedla Puszczę Białowieską, która na początku lat 90. XX w. oceniana na 115–130 par (Wesołowski 1995b), ale ostatnio odnotowano jej spadek o co najmniej $\frac{1}{4}$ (Walankiewicz i in. w przyg.). Dość liczne populacje znajdują się ponadto w Kotlinie Biebrzańskiej (szacowana na 80–110 par; Pugaczewicz 2002), Puszczy Boreckiej (30–40 par), Augustowskiej (20–30 par, Zawadzka i in. 2011), Knyszyńskiej (15–20 par, T. Tumiel — mat. niepubl.) oraz w lasach Warmii i Mazur (22–33 par w obrębie IBA), a także na Polesiu (17–26 par w obrębie ostoi IBA) (Wilk i in. 2010). Sumarycznie więc w północno-wschodniej części kraju (a raczej w granicach samych IBA) występuje co najmniej 250–320 par.

Całkowita krajowa populacja tego gatunku może wynosić zatem ok. 1200 par. Ponad 1% krajowej populacji gniazduje w większości karpackich obszarów Natura 2000 bądź ostoi IBA, a szczególnie w Beskidzie Śląskim, Beskidzie Żywieckim, Babiej Górze, Górcach, Beskidzie Wyspowym, Ostoi Popradzkiej, Beskidzie Niskim, Górach Sanocko-Turczańskich, Bieszczadach i Pogórzu Przemyskim oraz w następujących nizinnych obszarach Natura 2000 bądź ostojach IBA: Puszcza Białowieska, Dolina Biebrzy, Puszcza Borecka, Puszcza Augustowska, Puszcza Knyszyńska, Ostoja Warmińska, a także Roztocze.

Z uwagi na brak wieloletnich badań nad liczebnością i rozmieszczeniem dzięciół białogrzbietych w polskich górach niemożliwe jest podanie dokładnych trendów liczebności i rozpowszechnienia. Według Tomiałojcia i Stawarczyka (2003) trend polskiej, w tym karpackich populacji jest znikomy. Z drugiej strony, wyraźne różnice w liczebności i rozmieszczeniu pomiędzy danymi Tomiałojcia i Stawarczyka (2003) a najnowszym opracowaniem IBA (Wilk i in. 2010) mogą wskazywać na wzrost liczebności. Można mieć jednak wątpliwości, czy faktycznie wzrost liczebności i zasięgu jest aż tak duży, czy raczej jest to efekt lepszego poznania występowania tego gatunku w ostatnich latach.

Dla nizin także brak dawniejszych, pełnych inwentaryzacji, co nie pozwala wnioskować o trendach. Stanowiska wykryte w ostatnich latach w wielu kompleksach leśnych północno-wschodniej części kraju oraz na Roztoczu nie muszą wskazywać na wzrost liczebności, a raczej na lepsze poznanie rozmieszczenia. W Puszczy Białowieskiej obserwuje się spadek liczebności (Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Walankiewicz i in. w przyg.), natomiast z pozostałych obszarów brak danych co do zmian liczebności.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nad terytorialnością dzięciółów białogrzbietych w Polsce, oszacowanie powierzchni wykorzystywanej przez parę lęgową można opierać jedynie na wartościach zagęszczeń i doświadczenie terenowe obserwatorów. Inwentaryzacje wielkopowierzchniowe wykazały, że zagęszczenia wahają się od ok. 1,0 p/10 km² w lasach gospodarczych Beskidu Wyspowego (Kajtoch 2009) do 10–25 p/10 km² w rezerwach Beskidu Wyspowego i w Gorczańskim PN (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kajtoch 2009). Wskazuje to, że rewir dzięciół białogrzbiety obejmuje przeciętnie 50–100 ha lasu naturalnego, bądź nawet kilkaset ha drzewostanów gospodarczych. Na niżu jedna para zajmuje przeciętnie ok. 100 ha (Wesołowski 1995a), ale wielkość arealu zależy od zagęszczenia martwych i obumierających drzew i może dochodzić nawet do kilkunastu km² (Aulén 1988). Zagęszczenia dzięciółów białogrzbietych w obfitych i w martwe drzewa pierwotnych lasach Białowieskiego Parku Narodowego wynosiły 0,6–1 p/100 ha (Weso-

łowski 1995a). Wartości te odpowiadają wielkością terytoriom dzięciołów białogrzbietych w Skandynawii, gdzie oszacowano je na od 50 do kilkuset ha (Hogstad i Stenberg 1994). Średnio można przyjąć areal jednej pary na ok. 100 ha siedliska optymalnego i min. 200 ha siedlisk suboptymalnych.

3. Wskazania fenologiczne

Dzięcioł białogrzbiety jest gatunkiem osiadłym, jedynie w okresie jesienno-zimowym część osobników, głównie młodych, może koczować i wtedy mogą być okazjonalnie spotykane poza stałymi lęgowiskami. Główny sezon lęgowy obejmuje okres od końca lutego lub początku marca (w zależności od wysokości n.p.m. i długości zimy) do czerwca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W Beskidach dzięcioł białogrzbiety zasiedla (gniazduje i żeruje) przede wszystkim dolnoregłowe lasy jodłowo-bukowe z przewagą buka oraz jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach. Natomiast na pogórzach wykorzystuje również łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe oraz grądy. Dzięcioł białogrzbiety najliczniej występuje w buczynach, najprawdopodobniej w efekcie dominacji tego typu drzewostanów na skutek zmian wprowadzanych przez człowieka, natomiast w rzeczywistości preferuje zróżnicowane gatunkowo drzewostany liściaste. Na pogórzach i we wschodniej części Beskidów duża część populacji karpackiej zasiedla lasy dolinne i zboczowe (wzdłuż zalesionych dolin potoków, mniejszych rzek i wąwozów), a ptaki wykorzystują tam jako żerowiska także opuszczone, zdziczałe, stare sady owocowe. Ponadto może występować na pograniczu buczyn i górnoregłowych borów świerkowych oraz w lasach bagiennych. Siedliska lęgowe, jak i żerowiskowe dzięcioła białogrzbiatego na nizu to ponad 100-letnie lasy liściaste różnego typu, z obecnością martwych i obumierających drzew, w tym złomów i leżaniny. Do żerowania wykorzystuje różne gatunki drzew liściastych (grab, dąb, jesion, lipa, olcha, wiąz, klon, osika, iwa, brzoza). Ponadto często żeruje też na martwych świerkach, szczególnie, gdy są w dość zaawansowanym stanie rozkładu. Ważne do żerowania dla tego gatunku są też starsze żywe drzewa (o pierśnicy pnia >40 cm), posiadające martwe i obumierające gałęzie (Czeszczewik 2009a, 2010). Dzięcioł białogrzbiety występuje w drzewostanach naturalnych o zróżnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej, ze znaczącym udziałem drzew obumierających i martwego drewna (drzew z larwami chrząszczy, głównie kózek). Terytoria tego gatunku znajdują się na ogół w drzewostanach, w których co najmniej 10–20% drzew jest obumierających lub martwych (Hogstad i Stenberg 1994). Wartości te przekładają się w górach na ok. 10–30 m³, a nawet 55–60 m³, a na nizinach 50–70 m³ martwego drewna/ha, przy czym w lasach gospodarczych wartością minimalną jest ok. 30 m³/ha, a optymalną (przeważnie w płatach chronionych) ok. 50–55 m³/ha (Hogstad i Stenberg 1994, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Czeszczewik 2009b, Müller i Büttler 2010, Kajtoch i in. 2013).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować dzięcioły białogrzbięte:

- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach,
- 9140 Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczawiem górskim (górskie jaworzyny ziołoroślowe),
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9110 Kwaśne buczyny,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,

- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9410 Górskie bory świerkowe,
- 91D0 Bory i lasy bagienne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Gatunek ten praktycznie nie gniazduje poza płatami drzewostanów opisanymi w pkt 4, ale niełęgowe ptaki (lub efemeryczne pary, których sukces lęgowy jest wątpliwy) mogą być spotykane także w odmłodzonych drzewostanach liściastych i mieszanych, o ile znajduje się w nich przynajmniej niewielka ilość drzew obumierających i martwych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

W górach:

FV-1 (zadowolający) — przypadający na jedno terytorium zwarty płat co najmniej 100 ha naturalnego drzewostanu liściastego (bukowego, jaworowego, łęgowego, olchowego, grądowego) ze znaczącym udziałem (powyżej 75%) drzew starszych niż 80 lat, z ilością martwego drewna co najmniej 50 m³/ha lub brak zabiegów gospodarczych (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 20 lat.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na jedno terytorium płat lub sąsiadujące płaty łącznie drzewostanu liściastego (bukowego, jaworowego, łęgowego, olszowego, grądowego) ze znaczącym udziałem (50–75%) drzew starszych niż 80 lat, z ilością martwego drewna 30–50 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 15 lat.

U1 (niezadowolający) — przypadający na jedno terytorium płat lub sąsiadujące płaty drzewostanu liściastego (bukowego, jaworowego, łęgowego, olsowego, grądowego) o łącznej powierzchni mniejszej niż 50 ha z udziałem (10–50%) drzew starszych niż 80 lat, z ilością martwego drewna 10–30 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 10 lat.

U2 (zły) — płaty lasów (w górach i na pogórzu głównie bukowych, jaworowych, łęgowych, olchowych, grądowych) niespełniające kryteriów dla U1.

Na niżu:

FV-1 (właściwy) — niezagospodarowane stare grądy, łęgi, olsy, buczyny, brzoźowe lasy bagienne o powierzchni co najmniej 100 ha przypadającej na jedno terytorium, z ilością martwego drewna co najmniej 50 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 20 lat.

FV-2 (umiarkowany) — lasy liściaste w średnim wieku, w których prowadzona jest zrównoważona gospodarka leśna, o powierzchni co najmniej 80 ha przypadającej na jedno terytorium, zawierające średnio 30–50 m³ martwego drewna liściastego na hektar lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 15 lat.

U1 (niezadowolający) — zagospodarowane lasy z niewielką ilością martwego drewna (10–30 m³/ha) lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 10 lat.

U2 (zły) — odmłodzone drzewostany pozbawione martwych drzew, o powierzchni mniejszej niż 60 ha.

Progi objętości martwego drewna (dla FV-1) podano za opracowaniami omawiającymi znaczenie martwego drewna dla dzięcioła białogrzbietego, przede wszystkim na podstawie podsumowania Müllera

i Bütler (2010). Przez martwe drewno należy rozumieć całe drzewa, pnie drzew i ich fragmenty (m.in. złomy), w formie stojącej, zawieszanej lub leżącej o pierśnicy (lub średnicy w najszerszym miejscu) > 10 cm, zarówno z korą przylegającą do pnia, odpadającą, jak i bez kory, w przypadku leżaniny — pnie i gałęzie znajdujące się na różnych etapach rozkładu przed etapem murszejącego drewna. Do objętości martwego drewna nie należy wliczać korzeni pozostających całkowicie w glebie.

Dla utrzymania 1% populacji (12 par) w jednej ostoi, przyjmując terytorium 100 ha, konieczne jest zachowanie min. 1200 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni (FV-2/U1), jako rezerwowego obszaru występowania dzięcioła białogrzbietego.

Zgodnie z ekologicznymi i genetycznymi badaniami na amerykańskim dzięciole skromnym *Picoides borealis* (Reed i in. 1988, Walters 1991) witalna populacja dzięciołów powinna składać się z co najmniej 500–1000 osobników, a więc upraszczając z co najmniej 250 rozmnażających się par. Zakładając powierzchnię jednego rewiru na 200 ha w siedliskach optymalnych lub suboptymalnych konieczne jest zachowanie 50000 ha w polskich Karpatach i 50000 ha w Polsce nizinnej siedlisk w typie FV-1 lub FV-2. Stanowi to zaledwie ok. 6% powierzchni leśnej zarówno w Karpatach, jak i w Polsce północno-wschodniej.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Dużym zagrożeniem dla populacji dzięcioła białogrzbietego są prace leśne, szczególnie wykonywanie zrębów w drzewostanach liściastych. Usuwanie obumierających i martwych drzew (szczególnie miękkiego, butwiejącego drewna drzew liściastych, np. osiki (Walankiewicz i Czeszczewik 2005) powoduje zanik optymalnego dla tego gatunku siedliska, czyli utratę miejsc gniazdowych (starszych drzew, w których wykuwa dziuple), jak i żerowisk (drzew z larwami chrząszczy) (Hogstad i Stenberg 1994, Wesołowski 1995a, Carlson 2000, Gorman 2004, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Walankiewicz i in. w przyg.).

Ponadto potencjalnym zagrożeniem dla tego gatunku są regulacje cieków wodnych na pogórzach i w górach prowadzące m.in. do usuwania zalegającego w korytach małych rzek i potoków martwego drewna. Także przebudowa wielogatunkowych drzewostanów zboczowych na zdominowane przez jodłę bądź sosnę (na pogórzach i niżu) może redukować powierzchnię siedlisk odpowiednich dla tego dzięcioła.

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nieznana jest zmienność genetyczna populacji i stopień izolacji, szczególnie populacji niewielkich, położonych na skraju zasięgu gatunku. Można sądzić, że w związku z niewielką liczebnością i przynajmniej częściową izolacją oraz osiadłym trybem życia tego dzięcioła, zmienność genetyczna przynajmniej niektórych jego populacji jest zredukowana, co stanowi potencjalne zagrożenie dla przetrwania tego gatunku w Polsce.

Pewnym zagrożeniem mogą być inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego (np. pod infrastrukturę turystyczno-sportową) przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji kompleksów leśnych i izolacji płatów lasu (w szczególności starszych drzewostanów).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- ochrona naturalnych lasów liściastych w rezerwatach i w parkach narodowych,
- pozostawianie obumierających i martwych drzew,

- zwiększanie różnorodności gatunkowej lasów, wprowadzanie innych drzew liściastych, w górach głównie jawora, trześni i wiązu (poza bukiem), a na nizinach osiki, grabu, lipy,
- prowadzenie prac leśnych poza sezonem lęgowym,
- zwiększenie powierzchni obszarów leśnych poddanych ochronie biernej, wolnej od zabiegów gospodarczych aż do osiągnięcia całkowitej powierzchni siedlisk optymalnych, ważnych dla przetrwania gatunku (uwagi do pkt 6). Ochrona ścisła nie jest wskazana ze względu na natychmiastowe antagonizowanie lokalnej ludności, gdyż wiąże się to miejscami z zakazem wstępu i zbierania runa. Priorytetowymi miejscami powinny być tutaj istniejące obszary chronione (rezerваты, parki narodowe) jako miejsca wyjściowe tzw. *key areas*, które powinny być otoczone „strefami buforowymi”, zarządzanymi przez Lasy Państwowe w sposób mało inwazyjny, łączącymi *key areas*, tym samym umożliwiając migrację osobników wewnątrz kompleksów leśnych (Stachura-Skierczyńska i Walsh 2010, Skierczyński i in. 2011).

Wskazania negatywne:

- intensywna gospodarka leśna (usuwanie wszystkich obumierających i martwych drzew),
- przebudowa drzewostanów grądowych w niemal czyste dąbrowy,
- regulacje cieków wodnych w górach, usuwanie z ich koryt martwego drewna i przekształcanie lasów zboczowych w monokultury iglaste,
- niszczenie siedlisk, fragmentacja lasów i izolacja płatów starodrzewu przez inwestycje turystyczno-sportowe i zmiany zagospodarowania przestrzennego,
- prowadzenie prac leśnych w okresie lęgowym (marzec–lipiec).

Dorota Czeszczewik, Łukasz Kajtoch, Michał Skierczyński

Literatura

- Aulén G. 1988. Ecology and distribution history of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Ph.D. thesis. Rep. 14. University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Carlson A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecol. Manage.* 131: 215–221.
- Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sulek J., Tabor J., Wilniewicz P. 2005. Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Naukowe, Kielce–Poznań.
- Czeszczewik D. 2009a. Foraging behaviour of White-backed Woodpeckers *Dendrocopos leucotos* in a primeval forest (Białowieża National Park, NE Poland): dependence on habitat resources and season. *Acta Ornithol.* 44: 109–118.
- Czeszczewik D. 2009b. Marginal differences between random plots and plots used by foraging White-backed Woodpeckers demonstrates supreme primeval quality of the Białowieża National Park, Poland. *Ornis Fennica* 86: 30–37.
- Czeszczewik D. 2010. Wide intersexual niche overlap of the specialized White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* under the rich primeval stands in the Białowieża Forest, Poland. *Ornis Pol.* 51: 241–251.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. Logging and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in the Białowieża Forest. *Ann. Zool. Fennici* 43: 221–227.
- Gorman G. 2004. Woodpeckers of Europe: A Study of the European Picidae. Bruce Coleman, UK.
- Hogstad O., Stenberg I. 1994. Habitat selection of a viable population of white-backed woodpeckers *Dendrocopos leucotos*. *Fauna norvegica Ser. C, Cinclus* 17: 75–94.

- Kajtoch Ł. 2009. Występowanie dzięciołów: trójpalczastego *Picoides tridactylus* i białogrzbiatego *Dendrocopos leucotos* w Beskidzie Wyspowym. Not. Ornitol. 50: 85–96.
- Kajtoch Ł., Figarski T., Pelka J. 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. Ornis Fennica 90: 23–40.
- Matysek M., Kajtoch Ł. 2010. Dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos* i dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* w Beskidzie Średnim. Ornis Pol. 3: 231–235.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. Eur. J. Forest Res. 129: 981–992.
- Piotrowska M., Wesołowski T. 2007. Dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 308–309.
- Pugaczewicz E. 2002. Stan populacji dzięcioła białogrzbiatego *Dendrocopos leucotos* (Bechstein, 1803) na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 1984–2000. Chrońmy Przyr. Ojcz. 58: 5–24.
- Reed J. M., Doerr P. D., Walters J. R. 1988. Minimum viable population size of the Red-cockaded Woodpecker. J. Wildl. Manage. 52: 385–391.
- Skierczyński M., Stachura-Skierczyńska K., Strzeliński P., Tumiel T., Zawadzka D., Osojca-Kraśniński G. 2011. Mapowanie predyktywne — praktyczna metoda wyznaczania potencjalnych siedlisk wyspecjalizowanych gatunków leśnych. Stud. Mat. CEPL, Rogów 27: 165–176.
- Stachura-Skierczyńska K., Walsh M., (red.). 2010. Against the grain: Improving the management of NATURA 2000 sites and other forests in the EU. BirdLife European Forest Task Force. BirdLife International 2010.
- Tomiałojć Ł., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D. 2005. Wykorzystanie osiki *Populus tremula* przez ptaki w drzewostanach pierwotnych Białowieckiego Parku Narodowego. Not. Ornitol. 46: 9–14.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. Biologica Silesiae. Wrocław.
- Walters J.R. 1991. Application of ecological principles to the management of endangered species: the case of the red-cockaded woodpecker. Annu. Rev. Ecol. Syst. 22: 505–523.
- Wesołowski T. 1995a. Ecology and behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Vogelwarte 38: 61–75.
- Wesołowski T. 1995b. Value of Białowieża Forest for the conservation of White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Poland. Biol. Conserv. 71: 69–75.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB 200002 Puszcza Augustowska w 2010 r. Stud. Mat. CEPL, Rogów 27: 89–104.

Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Dzięcioł czarny występuje na obszarze całego kraju (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Jermaczek i Sikora 2007). Zasięg występowania gatunku obejmuje całą Polskę niżową, a w górach dochodzi do wysokości 1250 m n.p.m. (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), a nawet 1300 m n.p.m. (M. Ciach — mat. niepubl.).

Dzięcioł czarny jest w Polsce nielicznym, a lokalnie średnio liczным ptakiem lęgowym (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Aktualna ocena liczebności zawiera się w zakresie 35 000–70 000 par lęgowych (Chylarecki i Sikora 2007), a 1% reprezentacja wynosi 350 par, chociaż dane uzyskane z Państwowego Monitoringu Środowiska podają dla tego gatunku liczebność ok. 47 000 par (39 700–55 200, Kuczyński i Chylarecki 2012). Z powodu rozległego zasięgu występowania oraz relatywnie równomiernego rozmieszczenia trudno wskazać wąsko zdefiniowane obszary, na których dzięcioł czarny jest najliczniejszy. Jednak znaczące (zasiedlane przez minimum 1% populacji krajowej) populacje dzięcioła czarnego występują w kilku krajowych obszarach Natura 2000 oraz ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Borach Tucholskich (360–550 par), Puszczy Piskiej (600–700 par), Puszczy Augustowskiej (250–350 par), Puszczy Knyszyńskiej (550–650 par), Puszczy Białej (300–350 par), Puszczy Noteckiej (170–400 par), Puszczy Solskiej (400–800 par) oraz Roztoczu (350 par) (Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione). Kilka kolejnych ostoi ptaków jest zasiedlonych przez znaczące populacje, które nie przekraczają jednak progu 1% liczebności. W górach ostojami skupiającymi najliczniejsze populacje (do 200 par) są: Góry Słonne i Bieszczady (Wilk i in. 2010).

Łączna liczba par dzięcioła czarnego występujących na terenie krajowych ostoi ptaków wynosi ok. 5600–8500 par (wyliczenia na podstawie Wilk i in. 2010). Przyjmując wyśrodkowany szacunek liczebno-



fot. G. Zawadzki

ści populacji krajowej na poziomie 52500 par, można stwierdzić, że ok. 11–16% populacji gatunku występuje w obszarach tworzących sieć Natura 2000 oraz IBA. Ze względu na występowanie przeważającej części populacji dzięcioła czarnego poza obszarami chronionymi zasadnicze znaczenie dla zachowania gatunku ma gospodarka i ochrona zasobów przyrodniczych w całym obszarze jego występowania.

Liczebność populacji dzięcioła czarnego w wielu krajach europejskich jest stabilna lub wykazuje trend wzrostowy (BirdLife Int. 2004). Pod koniec XX w. w Polsce lokalnie odnotowano wzrost jego liczebności (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Wskaźnik zmian liczebności gatunku w latach 2000–2010, oszacowany na podstawie danych uzyskanych w ramach Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych (MPPL), wskazuje na fluktuacje liczebności (GIOŚ 2010).

Rozpowszechnienie dzięcioła czarnego w Polsce odnotowane w latach 2000–2010 na powierzchniach próbnich badanych w ramach MPPL obejmowało przeciętnie 22% losowo wybranych kwadratów (zakres 19,1%–26%; na podstawie GIOŚ 2010). Rozpowszechnienie dzięcioła czarnego w polach Polskiego Atlasu Ornitologicznego wynosiło 66,4% (Jermaczek i Sikora 2007).

Dzięcioł czarny umieszczony jest w Załączniku I Dyrektywy ptasiej. Gatunek ten nie jest ujęty w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt (Głowaciński 2001), jednak uznaje się go za wymagającego ochrony czynnej (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt). Jednocześnie dzięcioł czarny, wraz z innymi dzięciołami, tworzy grupę gatunków będących dobrym indykatorem różnorodności biologicznej lasów (Mikusiński i in. 2001). Dzięcioł czarny, wykuwając dziuple stanowiące podstawowe, a często jedyne miejsca gniazdowania kilku gatunków ptaków, a także miejsca rozrodu i schronienia dla innych organizmów (Johnsson i in. 1993, Meyer i Meyer 2001, Kosiński i in. 2010, 2011), określany jest jako gatunek kluczowy (ang. *keystone species*) lub zwornikowy (np. dla gągoła, siniaka czy włośchatki). Jego obecność warunkuje obecność zróżnicowanego gatunkowo i liczebnego zespołu organizmów zasiedlających dziuple.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Dzięcioł czarny należy do najlepiej poznanych gatunków spośród europejskich przedstawicieli dzięciolowatych Picidae (Pasinelli 2006). Wiedza ta w znacznej części dotyczy jednak lasów borealnych i górskich. Dane z lasów nizinnych Europy Środkowej są bardzo skąpe. Brak jest wyników badań nad użytkowaniem przestrzeni, terytorialnością, czy też wybiórczością siedliskową dzięciolów czarnych. W Norwegii wielkość całorocznych arealów osobniczych wzrastała od 150 do 300 ha wraz ze zmniejszaniem się udziału młodych drzewostanów iglastych z 60% do 20% (Rolstad i in. 1998). W centralnej Szwecji wielkość zimowych arealów osobniczych zmieniała się od 100 do 600 ha (Angelstam i in. 2004). W silnie pofragmentowanym krajobrazie rolniczym południowej Szwecji terytorialna para wymagała do egzystencji przynajmniej 450 ha lasu (Tjernberg i in. 1993). Ponadto wielkość arealów osobniczych zależy od grubości pokrywy śnieżnej i w warunkach skandynawskich średnio wahała się w granicach od 226 ha do 449 ha (Rolstad i Rolstad 2000). Dane pochodzące z terenów alpejskich wskazują, że wielkość najintensywniej wykorzystywanego przez dzięcioła obszaru (ang. *core area*) w obrębie areалу osobniczego wynosiła ok. 80–100 ha, a całkowita wielkość areálu osobniczego ok. 280–350 ha (Bocca i in. 2007). Wartości te wykazywały znaczną zmienność między kolejnymi latami. Arealy osobnicze były mniejsze w okresie lęgowym (ok. 230 ha) niż w okresie pozalęgowym (ok. 300 ha). Wielkość terytorium lub areálu osobniczego jest zależna ponadto od zasobności siedliska. W środowiskach optymalnych, o bogatej bazie pokarmowej, terytoria są mniejsze od tych zlokalizowanych w środowiskach suboptymalnych o ograniczonych zasobach (Pasinelli 2000). Z terenu Polski brak jest danych dotyczących

wielkości obszaru wykorzystywanego przez dzięcioła czarnego, jednak przypuszczalnie para ptaków potrzebuje, w zależności od typu i jakości siedliska, od 100 ha w mozaice lasów liściastych i upraw sosnowych do 350 ha w rozległych, ubogich borach (Kosiński i Kempa 2007, Kosiński i in. 2010), co jest zbieżne z sugerowaną, przeciętną wielkością rewiru niezbędną dla jednej pary, wynoszącą 300 ha (Angelstam i in. 2004).

Zagęszczenia dzięcioła czarnego na powierzchniach leśnych w kraju wynosiły zwykle 20–40 p/100 km² (Jermaczek i Sikora 2007), co wskazuje, że jeden rewir dzięcioła czarnego przypada na obszar ok. 2,5–5 km². Stanowiska pojedynczych par w parkach miejskich, a także w rozdrobnionym krajobrazie polno-leśnym sugerują, że udział środowisk dogodnych nie musi być wysoki. Przyjmuje się, że minimalny udział środowisk dogodnych dla gatunku w obrębie rewiru powinien wynosić co najmniej 20% (Angelstam i in. 2004).

U dzięcioła czarnego znaczącą rolę w diecie odgrywają mrówki (Cramp 1985, Rolstad i in. 1998). Podobnie jak dzięcioł zielony *Picus viridis* i dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*, gatunek ten zasiedla lasy gospodarcze pod warunkiem obecności w nich odpowiedniej bazy pokarmowej. Większość gatunków mrówek, a także przedstawicieli innych grup owadów wchodzących w skład diety dzięcioła czarnego, występuje pospolicie jedynie w drzewach iglastych (Mikusiński 1995, 1997, Rolstad i in. 2000).

3. Wskazania fenologiczne

W Polsce dzięcioł czarny jest uważany za gatunek osiadły, przywiązany do terytorium lęgowego (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Miejsca występowania gatunku są stosunkowo stałe, zarówno w ciągu całego roku, jak i w kolejnych latach i skupiają się wokół wyraźnie przestrzennie wyodrębnionych centrów — grup dziupli wykorzystywanych przez poszczególne osobniki lub pary (Garmendia i in. 2006). W okresie pozalęgowym dziuple wykorzystywane są jako miejsca schronienia i nocowania. Jednak część populacji może podejmować krótkodystansowe przemieszczenia i koczowania. Populacje z północy Europy mogą być częściowo migrujące, a ponadto w okresie polęgowym dochodzić może do przemieszczeń (zwłaszcza ptaków młodocianych), choć ich inwazyjny charakter jest kwestionowany (Cramp 1985, Angelstam i in. 2004).

Sezon lęgowy dzięcioła czarnego obejmuje okres od końca marca (zależnie od wysokości n.p.m. i długości/surowości zimy) do końca lipca (Cramp 1985). Z terenu Polski brak jest jednak danych o fenologii lęgów. Drążenie dziupli rozpoczyna się pod koniec lutego i w marcu, ale we wschodniej części kraju i w górach proces ten może trwać do połowy kwietnia. Składanie jaj następuje prawdopodobnie od drugiej dekady kwietnia, a młode przebywają w dziuplach do początku czerwca. W miejscach, gdzie pary później przystępują do lęgów, młode mogą opuszczać dziuple nawet w połowie lipca (Sikora 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Siedliska lęgowe dzięcioła czarnego są tożsame z siedliskami żerowiskowymi. Pod względem wyboru biotopu dzięcioł czarny jest gatunkiem plastycznym i zasiedla szerokie spektrum siedlisk leśnych — od borów po lasy liściaste, w różnym stopniu uwilgotnienia, jak również w stosunkowo szerokich klasach wieku. Dzięcioł czarny występuje we wszystkich typach dojrzałych lasów, preferując jednak lasy ponad 100-letnie. Mimo szerokiego spektrum zasiedlanych typów lasów, optimum występowania dzięcioła czarny wydaje się osiągać w lasach bukowych lub lasach z domieszką buka oraz w borach sosnowych (Jermaczek i Sikora 2007, Kosiński i in. 2010, Kuczyński i in. — mat. niepubl.). Przywiązanie dzięcioła czarnego do lasów z obecnością buka wynika z preferowania tego gatunku drzewa jako miejsca wykuvania dziupli. Wysokie zagęszczenia nie zawsze zależą jednak od obecności jednolitych, dużych płatów tego typu lasów. Nawet stosunkowo niewielki udział starych buczyn, np. w postaci przestoi starych buków, może decydować o wysokim zagęsz-

czeniu dzięcioła czarnego (Kosiński i Kempa 2007, Kosiński i in. 2010). Dane uzyskane w lasach bukowych hiszpańskich Pirenejów wskazują, że dzięcioł czarny najczęściej zasiedla płaty starodrzewu przekraczające 30 ha, o przeciętnej średnicy drzew większej od 45 cm. Ze względu na występujący u tego gatunku silny terytorializm, poszczególne płaty starodrzewu powinny być od siebie przestrzennie odseparowane (Garmendia i in. 2006). Należy jednak zaznaczyć, że w przypadku wysokiego zagęszczenia odpowiednich do gniazdowania drzew, dzięcioł czarny może ograniczać zachowania terytorialne do bezpośredniej okolicy dziupli (Bocca i in. 2007). Średnia odległość między najbliższymi dziuplami lęgowymi w mozaice lasów liściastych i iglastych w południowej Wielkopolsce wynosiła 0,9 km (zakres 0,4–1,6 km; Kosiński i Kempa 2007). W borach sosnowych, gdzie zagęszczenia dzięcioła czarnego są kilkakrotnie niższe, odległości między dziuplami są znacznie większe (Tjernberg i in. 1993). Gatunek może zasiedlać także pojedyncze, stare drzewa pozostawione na zrębach (Rolstad i in. 2000). Jako miejsca żerowania dzięcioł czarny preferuje zarówno wczesne fazy rozwojowe drzewostanów, jak i lasy ponad 80-letnie. W uprawach ptaki żerują na pniakach, a w starodrzewach na martwych drzewach (Mikusiński 1997, Rolstad i in. 1998). Podstawowym źródłem pokarmu są mrówki, głównie z rodzaju *Camponotus*, zasiedlające obumierające lub martwe pnie drzew oraz larwy innych owadów rozwijające się w martwym drewnie. Dzięcioł czarny występuje zarówno w lasach naturalnych, podlegających ochronie, jak również powszechnie zajmuje siedliska zmodyfikowane przez człowieka — lasy użytkowane gospodarczo, wnikając także do parków, zieleni miejskiej i podmiejskiej.

Dzięcioł czarny zasiedla w Polsce rozległe, stare lasy różnego typu. Występuje w górskich i nizinnych borach sosnowych, a także w buczynach, grądach i łęgach (Dyrz 1991, Walasz i Mielczanek 1992, Jermaczek 1995, Pugaczewicz 1997, Kosiński 2000, Wilniewicz 2005). Wnika również do śródpolnych zadrzewień o powierzchni ok. 20 ha oraz parków i zieleni miejskiej (Jermaczek 1994, Jermaczek i Sikora 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować i żerować dzięcioły czarne:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9180 Jaworzyny na stokach i zboczach,
- 9190 Pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródliskowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 91I0 Ciepłolubne dąbrowy,
- 91P0 Jodłowy bór świętokrzyski,
- 91T0 Śródładowy bór chrobotkowy,
- 9410 Górskie bory świerkowe,
- 9420 Górski bór limbowo-świerkowy.

Wiedza o preferencjach siedliskowych i określaniu właściwego stanu zachowania siedlisk, a co za tym idzie, o środowiskach optymalnych i suboptymalnych powinna być oparta na znajomości parametrów demograficznych populacji (rozrodczość, śmiertelność, imigracja i emigracja). Z racji relatywnie dużego za-

siegu występowania i szerokiego spektrum zajmowanych środowisk przez dzięciola czarnego trudne jest wskazanie siedlisk optymalnych i suboptymalnych. Sama obecność gatunku w danym siedlisku nie jest tożsama z uznaniem go jako optymalnego. Przypuszczalnie kluczową rolę dla obecności gatunku odgrywa nie sam typ siedliska, a jego wielkość i stopień zachowania. Gatunek ten występuje powszechnie w drzewostanach gospodarczych, a jego obecność warunkowana jest dostępnością mrówek Formicidae, stanowiących główny składnik diety oraz obecnością znacznej ilości martwych i zamierających drzew, w których dzięciół czarny poszukuje larw chrząszczy Coleoptera (Mikusiński 1997, Rolstad i in. 1998). W drzewostanach iglastych ważna jest obecność drzew gatunków domieszkowych (np. osiki, brzozy), pozostawianych do naturalnej śmierci (Rolstad i in. 2000, Z. Kosiński i in. — mat. niepubl.). Określenie kluczowych czynników, które wskazywałyby na optymalny lub suboptymalny charakter siedlisk, jest przy obecnym stanie wiedzy niezwykle trudne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Dzięciół czarny może występować w monokulturach iglastych, na plantacjach topolowych, zalesionych gruntach porolnych. Gatunek ten może gniazdować również w zdegenerowanych płatach siedlisk pod warunkiem, że charakteryzują się one obecnością starych drzew.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Dzięciół czarny jest gatunkiem plastycznym, gniazdującym w różnych typach lasów różniących się zarówno strukturą gatunkową, jak i wiekową drzewostanów. Jednak obecność drzewostanów w wyższych klasach wieku oraz znacznej ilości martwych i zamierających drzew są kluczowymi cechami siedlisk dzięciola czarnego. Udział starodrzewu (>100 lat) powinien stanowić nie mniej niż 20% ogólnej powierzchni lasów (Jermaczek 2004) i wynosić przynajmniej 30–50 ha dla jednej pary (Angelstam i in. 2004, Garmendia i in. 2006).

FV-1 (właściwy) — płat drzewostanu liściastego, iglastego lub mieszanego o powierzchni powyżej 300 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 100 lat powyżej 20%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 30 m³/ha (drzewostany niepodlegające użytkowaniu gospodarczemu oraz drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci).

FV-2 (umiarkowany) — płat drzewostanu liściastego, iglastego lub mieszanego o powierzchni powyżej 300 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 90 lat powyżej 20%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 20 m³/ha (drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci).

U1 (niezadowolający) — płat drzewostanu liściastego, iglastego lub mieszanego o powierzchni powyżej 150 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat powyżej 20%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 10 m³/ha (drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci).

U2 (zły) — płat drzewostanu liściastego, iglastego lub mieszanego o powierzchni poniżej 150 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat poniżej 20%, średnia miąższość martwego drewna w płacie poniżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub poniżej 10 m³/ha.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej dzięcioła czarnego (350–700 par) w danej ostoi, przyjmując wielkość przypadającą na rewir jednej pary — 300 ha (Angelstam i in. 2004), konieczne jest zachowanie min. 105 000–210 000 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 w stanie zachowania FV-1 lub FV-2. Ze względu na naturalne oraz antropogeniczne zmiany wieku i struktury lasów wskazane jest zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni odpowiednich siedlisk w stanie zachowania FV-1 lub FV-2 oraz U1 (200 000–400 000 ha) dla utrzymania znaczących populacji tego gatunku. Z tego względu znaczące populacje dzięcioła czarnego mają szansę utrzymać się jedynie w największych kompleksach leśnych, najczęściej o charakterze puszczańskim.

Proponowane algorytmy do wyznaczania siedliska w danym stanie zachowania (przypadających na terytorium jednej pary):

FV-1 — wielkość płata drzewostanu >300 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 100 lat >20% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >30 m³/ha.

FV-2 — wielkość płata drzewostanu >300 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 90 lat >20% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >20 m³/ha.

U1 — wielkość płata drzewostanu >150 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat >20% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >10 m³/ha.

U2 — wielkość płata drzewostanu <150 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat <20% + średnia miąższość martwego drewna w płacie <5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub <10 m³/ha.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Krajowa populacja dzięcioła czarnego nie jest obecnie zagrożona. Potencjalnym zagrożeniem może być utrata i degradacja siedlisk w wyniku prowadzonej gospodarki leśnej, w tym: spadek udziału starodrzewu, usuwanie martwych i zamierających drzew, zarówno stojących, jak i leżących, oraz brak planowego pozostawiania części drzew do naturalnej śmierci. Istotne znaczenie ma również prowadzenie prac leśnych na terenach rezerwatów oraz w drzewostanach w najwyższych klasach wieku, lokalne obniżanie średniego wieku drzewostanu, wykonywanie zrębów wielkopowierzchniowych, upraszczanie struktury wiekowej drzewostanów na dużych obszarach oraz niepozostawianie kęp i grup przestoi na zrębach. Zagrożeniem może być także prowadzenie prac leśnych w okresie lęgów (marzec–lipiec) poprzez płoszenie ptaków oraz niszczenie drzew z lęgami (jajami i pisklętami).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona naturalnych drzewostanów liściastych w wyższych klasach wieku,
- wskazanie i wydzielenie w lasach gospodarczych terenów o dominujących pozaprodukcyjnych funkcjach lasu, a co za tym idzie ograniczenie w nich intensywności gospodarki leśnej (wyznaczenie w przestrzeni gospodarczej systemu obszarów użytkowanych ekstensywnie),
- na obszarach występowania gatunku ograniczenie gospodarki w wybranych enklawach drzewostanów najstarszych i wyznaczenie ich jako centrów różnorodności biologicznej,
- racjonalna gospodarka leśna na terenach produkcyjnych, uwzględniająca przyrodnicze funkcje lasu:
 - ograniczenie wykonywania cięć sanitarnych, pozostawianie obumierających i martwych drzew, zarówno stojących, jak i leżących, pozostawianie części drzew żywych do naturalnej śmierci,
 - prowadzenie prac gospodarczych poza okresem lęgowym (III–VII),

- wprowadzanie składu gatunkowego zgodnego z warunkami siedliskowymi, stosowanie rębni złożonych,
- ochrona brzegu lasu, wprowadzenie i ochrona stref buforowych wokół terenów leśnych,
- pozostawianie przestojów (grup, kęp) na zrębach do ich naturalnej śmierci,
- pozostawianie płatów starodrzewu wśród młodszych upraw leśnych,
- popieranie gatunków domieszkowych (np. brzoza, osika, wiąz, olcha),
- ochrona kopców mrówek,
- wprowadzenie do audytu (certyfikacji) określenia występowania gatunku i stanu dobrego zachowania jego siedlisk,
- monitoring populacji, sukcesu lęgowego i zagrożeń tego gatunku w różnych rodzajach siedlisk.

Wskazania negatywne:

- intensywna i niewłaściwa gospodarka leśna:
- usuwanie martwych i zamierających drzew leżących i stojących będących miejscami żerowania,
- usuwanie drzew stanowiących potencjalne miejsce kucia dziupli (osłabionych, zamierających, martwych) oraz drzew z dziuplami istniejącymi,
- prace gospodarcze w sezonie lęgowym; prowadzenie wycinki drzew w okresie lęgowym (III–VII),
- ujednolicanie składu gatunkowego, struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanów,
- obniżenie średniego wieku drzewostanów,
- niszczenie kopców mrówek,
- niszczenie siedlisk poprzez budowę i funkcjonowanie infrastruktury dla masowej turystyki pieszej, narciarskiej i motorowej,
- zabudowa terenów otwartych bezpośrednio graniczących z lasami,
- lokalizacja w miejscach występowania gatunku oraz na terenach stanowiących potencjalne żerowiska lub korytarze migracyjne obiektów mogących być przyczyną kolizji lub barierą w przemieszczaniach.

Michał Ciach, Ziemowit Kosiński

Literatura

- Angelstam P., Roberge J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönn-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Lärmanis V., Lūkins M., Mikusiński G., Račinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation — a review of parameters for focal forest birds. *Ecol. Bull.* 51: 427–453.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Bocca M., Carisio L., Rolando A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17–29.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 34–41.
- Cramp S. (red.). 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. 4. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Dyrz A. 1991. Dzięgiol czarny *Dryocopus martius* (L., 1758). W: Dyrz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. (red.). *Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna*. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.
- GIOŚ 2010. Monitoring ptaków. <http://monitoringptakow.gios.gov.pl/app/trends>.

Głowaciński Z. (red.). 2001. Polska Czerwona Księga Zwierząt. Kęgówce. PWRIL, Warszawa.

Garmendia A., Cárcamo S., Schwendtner O. 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodivers. Conserv.* 15: 1399–1415.

Jermaczek A. 1995. Dzięcioł czarny — *Dryocopus martius* (L., 1758). W: Jermaczek A., Czwalga T., Jermaczek D., Krzyżków T., Rudawski W., Stańko R. Ptaki Ziemi Lubuskiej. Monografia faunistyczna. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodniczego, Świebodzin.

Jermaczek A. 2004. *Dryocopus martius* (L., 1758) — Dzięcioł czarny. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 263–265.

Jermaczek A., Sikora A. 2007. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 300–301.

Johnsson K., Nilsson S.G., Tjernberg M. 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis* 135: 410–416.

Kosiński Z. 2000. *Dryocopus martius* (L., 1758) — dzięcioł czarny. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiński A. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, s. 338.

Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers *Picidae*, in a managed forests of Western Poland. *Pol. J. Ecol.* 55: 519–533.

Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Jeleń J., Kempa M. 2010. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwor-nikowymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. *Ornis Pol.* 51: 1–13.

Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Kempa M. 2011. Nest-sites used by Stock Doves *Columba oenas*: What determines their occupancy? *Acta Ornithol.* 46: 155–163.

Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa, ss. 52–53.

Meyer W., Meyer B. 2001. Bau und Nutzung von Schwarzspechthöhlen in Thüringen. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5: 121–131.

Mikusiński G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography* 18: 363–369.

Mikusiński G. 1997. Winter foraging of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in managed forest in south-central Sweden. *Ornis Fenn.* 74: 161–166.

Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15: 208–217.

Pasinelli G. 2000. Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biol. Conserv.* 93: 227–235.

Pasinelli G. 2006. Population biology of European woodpecker species: a review. *Ann. Zool. Fennici* 43: 96–111.

Pugaczewicz E. 1997. Ptaki lęgowe Puszczy Białowieskiej. PTOP, Białowieża.

Rolstad J., Loken B., Rolstad E. 2000. Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia* 124: 116–129.

Rolstad J., Majewski P., Rolstad E. 1998. Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *J. Wildl. Manage.* 62: 11–23.

Rolstad J., Rolstad E. 2000. Influence of large snow depths on Black Woodpecker *Dryocopus martius* foraging behavior. *Ornis Fenn.* 77: 65–70.

Rolstad J., Rolstad E., Sæteren Ø. 2000. Black Woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. *J. Wildl. Manage.* 64: 1053–1066.

- Sikora A. 2009. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 513–520.
- Tjernberg M., Johnsson K., Nilsson S.G. 1993. Density variation and breeding success of the black woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Ornis Fenn.* 70: 155–162.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992. *Biologica Silesiae*, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wilniewczyc P. 2005. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* L., 1758. W: Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sulek J., Tabor J., Wilniewczyc P. (red.). Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Kielce-Poznań, ss. 276–277.

Dzięcioł średni *Dendrocopos medius*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Dzięcioł średni występuje w całym kraju, lecz jego rozmieszczenie jest nierównomierne i zależy od obecności starych lasów liściastych, głównie dębowych. Najwyżej położone stanowiska odnotowano na Pogórzu Przemyskim (700 m n.p.m.) (Kosiński i in. 2007) i w Beskidzie Wyspowym (800 m n.p.m.) (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Liczebność dzięcioła średniego w Polsce szacowana jest na 10 000–20 000 par lęgowych (Chylarecki i Sikora 2007), chociaż dane z Państwowego Monitoringu Środowiska wskazują na liczebność 18 000–29 000 par (Sikora i in. 2012). Przyjmując dolny zakres przedziału liczebności (10 000 par), można stwierdzić, że do najważniejszych w kraju ostoi dzięcioła średniego, skupiających ponad 1% krajowej populacji, należą: Puszcza Białowieża (1100–1300 par), Dąbrowy Krotoszyńskie (480 par), Wysoczyzna Elbląska (290–450 par), Łęgi Odrzańskie (300–400 par), Dolina Środkowej Odry (250–300 par), Dolina Środkowej Warty (185–220 par), Puszcza Niepołomska (150–210 par), Puszcza Borecka (230–310 par), Puszcza Kozienicka (295–301 par), Puszcza Knyszyńska (160–200 par), Puszcza Notecka (150–200 par), Ostoja Rogalińska (100–150 par) i Lasy Iławskie (100–140 par). Łączna liczba par dzięcioła średniego na terenie krajowych ostoi ptaków wynosi ok. 5000–6500 par (za Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione). Przyjmując środek zakresu liczebności, można stwierdzić, że w Polsce na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 występuje ok. 33–43% krajowej populacji dzięcioła średniego. Ponieważ ponad połowa krajowej populacji występuje poza obszarami chronionymi, istotne znaczenie dla ochrony dzięcioła średniego ma właściwa gospodarka leśna w całym zasięgu jego występowania w Polsce.

Kierunek zmian liczebności dzięcioła średniego w Polsce nie jest znany. Wynika to przede wszystkim z braku długoterminowych badań nad liczebnością gatunku, jak i niskiej frekwencji stwierdzeń dzięcioła



fot. Ł. Kajtoch

średniego w polach badanych w ramach Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych (Chylarecki i Jawińska 2007). Długoterminowe badania liczebności gatunku w trzech ostojach ptaków (Puszcza Białowieża — 30 lat badań, Dolina Środkowej Warty oraz Dąbrowy Krotoszyńskie — 10 lat badań) sugerują jednak, że występujące na ich terenie populacje są stabilne (Wesołowski i Tomiałojć 1997, Wesołowski i in. 2002, Z. Kosiński — mat. niepubl.). Dane z Wielkopolskiego Parku Narodowego wskazują, że w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat nastąpił tam wzrost liczebności dzięcioła średniego związany z przebudową drzewostanów iglastych na lasy mieszane, ze znacznym udziałem dębów (Bednorz 1997, T. Mizera — inf. ustna).

Dzięcioł średni umieszczony jest w Załączniku I Dyrektywy ptasiej. W Unii Europejskiej posiada on kategorię non-SPEC^e, co oznacza, że jest to gatunek o korzystnym statusie ochronnym, ale jego globalny zasięg w ponad 50% zlokalizowany jest w Europie (BirdLife Int. 2004). Dzięcioł średni, wraz z innymi dzięciołami, tworzy grupę gatunków będących dobrym indykatorem różnorodności biologicznej lasów (Mikusiński i in. 2001).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek /niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Dane dotyczące wielkości obszaru wykorzystywanego przez dzięcioła średniego w różnych okresach fenologicznych są bardzo nieliczne. Na podstawie badań telemetrycznych przeprowadzonych w lesie dębowo-grabowym w Szwajcarii stwierdzono, że przeciętny areał osobniczy (ang. *home range*) samca wynosił $17,5 \pm 7,7$ ha zimą, $10,6 \pm 3,7$ ha wczesną wiosną (marzec do początku inkubacji) i $7,4 \pm 3,6$ ha późną wiosną (okres inkubacja do wylotu piskląt) (Pasinelli i in. 2001). W przypadku samicy wartości te wynosiły odpowiednio: $15,6 \pm 5,8$; $10,2 \pm 5,1$ i $7,0 \pm 2,6$. Obszary najintensywniej wykorzystywane przez samce i samice (ang. *core area*) były nieco mniejsze. Areale osobnicze samca i samicy nakładały się na siebie. Stwierdzono, że wielkość areалу osobniczego zmniejsza się wraz ze wzrostem zagęszczenia dębów o średnicy większej lub równej 36 cm i zagęszczenia potencjalnych drzew gniazdowych, tj. drzew z owocnikami grzybów (hub), bliznami i starymi dziuplami (Pasinelli 2000). Przeciętny areał osobniczy, którego wielkość wynosiła 8,9 ha, zawierał 63 duże dęby i 26 potencjalnych drzew gniazdowych/ha (Pasinelli 2000). Przeciętną wielkość areálu pary lęgowej w okresie przedlęgowym (marzec–początek maja) oszacowano na 4,2–10,2 ha — średnio 7,2 ha (± 3) (Pasinelli i in. 2001). Badania telemetryczne w lasach lęgowych w Wielkopolsce wykazały, że w okresie wychowu piskląt średnie areale żerowania samca i samicy były jeszcze mniejsze i wynosiły odpowiednio $1,35 \pm 0,86$ ha i $1,02 \pm 0,53$ ha, a przeciętny areał żerowania pary sięgał $2,11 \pm 0,96$ ha. Całkowita wielkość arealów osobniczych w tym okresie była nieco większa i wynosiła u samców $1,61 \pm 1,08$ ha, u samic $1,51 \pm 0,61$ ha, a w przypadku pary ptaków $2,37 \pm 1,37$ ha (Leniowski 2011). Jednocześnie małe areale osobnicze charakteryzowały się większą przeciętną średnicą drzew wykorzystywanych do żerowania niż areale duże oraz większym zagęszczeniem drzew wykorzystywanych do żerowania, odpowiednio: 38 ± 12 drzew/ha i 33 ± 15 drzew/ha.

Wartości charakteryzujące wielkość arealów osobniczych w okresie przedlęgowym uzyskane w badaniach z wykorzystaniem radiotelemetrii są zbliżone z oszacowaniami powierzchni wykorzystywanej przez parę lęgową opartymi o wartości zagęszczeń odnotowanych w Polsce. Przeciętne zagęszczenie dzięcioła średniego w lasach liściastych wynosi ok. 1p/10 ha (Kosiński i in. 2007). Prawdopodobieństwo wystąpienia dzięcioła średniego wzrasta wraz z wielkością płatu środowiska, osiągając wartość 90% na powierzchniach mających około 16 ha (Kosiński 2006). Wartość ta jest bliska wielkości areálu osobniczego w okresie zimowym (Pasinelli i in. 2001). W przypadku izolowanych płatów siedlisk dla przetrwania pary potrzebny jest obszar o powierzchni przynajmniej 20 ha, a nawet 30 ha (Kosiński 2006, 2009, Robles i in. 2012). Zasiedlenie izolowanych płatów siedlisk zależy również od zagęszczenia dębów o średnicy >37 cm. Dane z Hiszpanii wskazują, że w płatach zasiedlanych w sposób ciągły (przez 10 lat) zagęszczenie starych dębów wynosiło w przybliżeniu

60 drzew/ha, w płatach zasiedlanych okresowo — 47 drzew/ha, a w płatach, które przez cały okres pozostały niezasiedlone — 18 drzew/ha (Robles i in. 2012). Wartość charakteryzująca płaty zasiedlone w sposób ciągły (60 drzew/ha; powierzchnia przekroju pierśnicowego starych dębów 6,4 m²/ha) jest zbliżona do wartości stwierdzonych w siedliskach lub terytoriach lęgowych dzięcioła średniego w innych częściach Europy (Pasinelli 2000, Müller i in. 2009). W północno-wschodniej Polsce i na Litwie, wysokie prawdopodobieństwo występowania dzięcioła średniego ($P \geq 0,9$) związane było ze znacznie niższą wartością powierzchni przekroju pierśnicowego starych drzew liściastych (≥ 40 cm średnicy), wynoszącą ≥ 1 m²/ha (Roberge i in. 2008). Jak wskazują autorzy, wynikało to prawdopodobnie z dostępności znacznej liczby nieco młodszych drzew liściastych.

3. Wskazania fenologiczne, które należy brać pod uwagę np. przy planowaniu prac, inwestycji

Dzięcioł średni jest gatunkiem osiadłym. W zachodniej Polsce sezon lęgowy obejmuje okres od końca kwietnia do początku czerwca. We wschodniej części kraju, w Puszczy Białowieskiej, okres lęgowy rozpoczyna się prawdopodobnie ok. 10 dni później (Kosiński 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Dzięcioł średni zamieszkuje stare lasy liściaste z dominującym udziałem dębów. Optymalnymi siedliskami są grądy, świetliste i acydoofilne dąbrowy oraz nadrzeczne lasy lęgowe, głównie dębowo-wiązowo-jesionowe, w górach także lasy jaworowe, wiązowe i lipowe, oraz liściaste i mieszane o zróżnicowanym składzie gatunkowym (Gb, Bk, Jw., Lp, Db, Wz i in., Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Warunkiem występowania dzięcioła średniego jest obecność drzew charakteryzujących się obecnością grubej i spękanej kory (dęby, jesiony, wierzby), w szczelinach której gatunek ten poszukuje stawonogów. Dzięcioł średni występuje głównie w lasach w wieku powyżej 80 lat, osiągając jednak najwyższe zagęszczenie w lasach ponad 120-letnich (Kosiński i Winiecki 2005, Kosiński 2006). Gatunek ten może występować również w bardzo starych buczynach (powyżej 200 lat) oraz starych olsach (Hertel 2003, Weiß 2003, Winter i in. 2005). Wysokie zagęszczenia notowane w nadrzecznych lasach lęgowych oraz wyraźnie zaznaczona tendencja do gniazdowania w pobliżu luk lub starorzeczy (Kosiński i Winiecki 2004) wskazuje, że gatunek ten preferuje lasy charakteryzujące się zróżnicowaną strukturą pionową i poziomą nawiązującą do struktury charakterystycznej dla naturalnej dynamiki lasu tzw. dynamiki luk (Delahaye i in. 2010). Dzięcioł średni gniazduje przede wszystkim w dębach, jesionach, olchach, zarówno żywych, jak i martwych o przeciętnej średnicy > 40 cm (Kosiński i in. 2006, Kosiński i Kempa 2007). Warunkiem gniazdowania w drzewach żywych jest obecność uszkodzeń (blizny, miejsca zainfekowane przez grzyby, martwe fragmenty, np. konary) (Wesołowski i Tomiałojć 1986, Kosiński i Winiecki 2004, Kosiński i in. 2006, Kosiński i Kempa 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować dzięcioł średni:

- 9130 Żyzne buczyny,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach,
- 9190 Pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,

- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
 9110 Ciepłolubne dąbrowy.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Dzięcioł średni może gniazdować w zdegenerowanych płatach siedlisk optymalnych pod warunkiem, że charakteryzują się one obecnością starych drzew liściastych o grubej i spękanej korze, przede wszystkim dębów. Gatunek ten może zasiedlać duże parki podworskie oraz parki na obrzeżach miast.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Utrudnieniem w zdefiniowaniu jakości siedlisk jest silny związek między wielkością arealów osobniczych a jakością siedlisk wyrażoną zagęszczeniem drzew stanowiących miejsca żerowania i gniazdowania (Pasinelli i in. 2001, Leniowski 2011), oraz zróżnicowanie przestrzenne (pionowe) siedlisk, które prawdopodobnie determinuje pojemność środowiska (Z. Kosiński — mat. niepubl.).

FV-1 (właściwy) — udział płatów lasów liściastych o powierzchni >20 ha w stosunku do całkowitej powierzchni lasów liściastych $>80\%$, udział w płacie drzewostanów w wieku >120 lat powyżej 80% , zagęszczenie starych, wolno stojących dębów o średnicy >48 cm większe niż 40 drzew/ha lub całkowita powierzchnia przekroju pierśnicowego starych dębów $10\text{--}15$ m²/ha, liczba stojących martwych drzew o średnicy >48 cm >10 /ha, drzewostan o wysokim stopniu naturalności, zróżnicowany gatunkowo, tj. >2 gatunki drzew liściastych w górnym piętrze lasu i wielopiętrowy (np. grądy i łęgi jesionowo-wiązowe), w którym udział gatunków liściastych $>85\%$; warunek zróżnicowania gatunkowego najwyższego piętra lasu nie dotyczy acidofilnych dąbów, w których dominują dęby;

- oznaki spontanicznej regeneracji lasu związane z rozrzedzeniem warstwy koron pierwszego piętra lasu,
- obecność luk w drzewostanie,
- obecność martwych stojących drzew.

FV-2 (umiarkowany) — udział płatów lasów liściastych o powierzchni >20 ha w stosunku do całkowitej powierzchni lasów liściastych $>80\%$, udział w płacie drzewostanów w wieku $80\text{--}120$ lat powyżej 80% , zagęszczenie starych dębów o średnicy >44 cm większe niż 40 drzew/ha lub powierzchnia przekroju pierśnicowego starych dębów od $6,5$ do 10 m²/ha, liczba stojących martwych drzew o średnicy >44 cm $5\text{--}10$ /ha, drzewostan niezróżnicowany gatunkowo, tj. ≤ 2 gatunki w pierwszym piętrze lasu.

U1 (niezadowolający) — udział płatów lasów liściastych o powierzchni >20 ha w stosunku do całkowitej powierzchni lasów liściastych $60\text{--}80\%$, udział w płacie drzewostanów w wieku >80 lat w przedziale $60\text{--}80\%$, zagęszczenie starych dębów o średnicy >37 cm większe niż 40 drzew/ha lub powierzchnia przekroju pierśnicowego starych dębów $<6,5$ m²/ha, liczba stojących martwych drzew o średnicy >20 cm mniejsza niż 5 /ha, drzewostan jednogatunkowy i jednowarstwowy.

U2 (zły) — udział płatów lasów liściastych o powierzchni ≤ 20 ha w stosunku do całkowitej powierzchni lasów liściastych $<60\%$, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat $<60\%$, zagęszczenie starych dębów o średnicy >37 cm mniejsze niż 40 drzew/ha lub powierzchnia przekroju pierśnicowego starych dębów $<6,5$ m²/ha, brak stojących martwych drzew o minimalnej średnicy >20 cm, drzewostan jednogatunkowy i jednowarstwowy.

Przyjmując, że rdzeń areалу osobniczego w okresie przedłęgowym dostarcza wszystkich niezbędnych zasobów dla przeżycia i reprodukcji, to zachowanie 1% krajowej populacji (100 par) wymaga od ok. 420 do

1000 ha zwartego, starego lasu liściastego. Wykorzystując poziom zagęszczenia jako miarę jakości środowiska, można stwierdzić, że w starych, wielogatunkowych nadrzecznych lasach łęgowych o zróżnicowanej strukturze pionowej i poziomej populacja o wielkości 100 par powinna wymagać do egzystencji ok. 340 ha lasu w wieku powyżej 80 lat, podczas gdy w starych, jednorodnych gatunkowo lasach użytkowanych gospodarczo ok. 1000 ha (Kosiński i Winiecki 2003, Kosiński i Hybsz 2006, Z. Kosiński — mat. niepubl.). Przeważającą część drzewostanów (ok. 80%) powinny stanowić lasy starsze niż 120 lat. W przypadku wykorzystania obu parametrów (wielkości areалу osobniczego i zagęszczenia) zakresy zmienności obszaru niezbędnego do zachowania populacji o tej samej liczebności są bardzo podobne. Należy jednak zaznaczyć, że tak rozległe płaty zwartych, starych lasów liściastych występują niezmiernie rzadko. Do zachowania docelowych populacji dzięcioła średniego w najważniejszych w kraju ostojach gatunku konieczny jest właściwy/zadawalający (FV-1 lub FV-2) stan siedlisk na minimalnym obszarze od ok. 700 ha (Ostoja Rogalińska, Lasy Iławskie) do 7900 ha (Puszcza Białowieska). W przypadku niewielkich i rozproszonych płatów siedlisk, charakteryzujących się zadowalającym i/lub niezadowalającym stanem ich zachowania (FV-2 i U1), wielkość obszaru niezbędna do zachowania 1% krajowej populacji może być nawet dwukrotnie większa.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Podstawowym zagrożeniem dla populacji dzięcioła średniego są prace leśne, szczególnie związane z wykonywaniem zaplanowanych zrębów zupełnych lub usuwaniem na dużą skalę obumierających drzew, np. w wyniku gradacji opietków, zwłaszcza opietka dwuplamkowego *Agrilus biguttatus*. Proces „rozrzedzania” drzewostanów może być do pewnego momentu korzystnym, gdyż nasłonecznione, niestykające się ze sobą korony drzew sprzyjają występowaniu bogatszej fauny stawonogów będącej pokarmem dzięcioła średniego (Pasinelli i Hegelbach 1997). Jednak nadmierne „rozrzedzenie” drzewostanu (zmniejszenie zagęszczenia starych drzew) może prowadzić do zwiększania powierzchni niezbędnej do egzystencji poszczególnych par, a w konsekwencji do zmniejszenia pojemności siedliska i spadku liczebności dzięcioła średniego, a nawet do całkowitej utraty możliwości zasiedlania takich płatów środowiska (Müller i in. 2009, Delahaye i in. 2010, Robles i in. 2012). W długiej perspektywie czasu zagrożenie dla populacji dzięcioła średniego może być związane z obecną strukturą wiekową drzewostanów charakteryzującą się dominacją lasów w starszych klasach wieku i brakiem drzew w średnim wieku (Pasinelli 2000, Pasinelli i in. 2001, Kosiński i Hybsz 2006). W ciągu kilkudziesięciu lat, w związku z pozyskiwaniem dębu i stosowaniem rębni zupełnych, należy oczekiwać zmniejszenia się powierzchni optymalnych dla gatunku siedlisk spowodowanej niemożnością ich zastąpienia przez młodsze generacje drzew. Koniecznym warunkiem zachowania siedlisk dzięcioła średniego jest użytkowanie lasów gwarantujące ciągłą dostępność drzew o odpowiednich rozmiarach niezbędnych do żerowania i wykuwania dziupli (Pasinelli 2000, Delahaye i in. 2010). Potencjalnie negatywnym czynnikiem oddziałującym na dzięcioła średniego mogą być wielkoobszarowe opryski służące do zwalczania masowych pojawów owadów. Pojawy żerujących gąsienic mają miejsce w okresie karmienia przez dzięcioła średniego piskląt. Radykalne ograniczenie bazy pokarmowej może negatywnie wpływać na sukces lęgowy i przeżywalność osobników opuszczających dziuple.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedliskami gatunków

Wskazania pozytywne:

- zwiększanie przeciętnego wieku lasów,
- zachowanie ciągłości wiekowej drzewostanów w lasach z dominacją dębów,

- ochrona naturalnych drzewostanów liściastych wyższych klasach wieku,
- wskazanie i wydzielenie w lasach gospodarczych terenów o dominujących pozaprodukcyjnych funkcjach lasu,
- racjonalna gospodarka leśna na terenach produkcyjnych, uwzględniająca przyrodnicze funkcje lasu:
 - umiarkowana gospodarka leśna — stosowanie rębni złożonych (częściowych, stopniowych i gniazdowych),
 - ograniczenie wykonywania cięć sanitarnych, pozostawianie w lesie drzew obumierających i martwych, zarówno stojących, jak i leżących oraz drzew charakteryzujących się obecnością blizn, dziupli i hub,
 - pozostawianie części drzewostanu do jego naturalnej śmierci,
 - prowadzenie prac gospodarczych poza okresem lęgowym (III–VI),
 - protegowanie gatunków domieszkowych (np. brzoza, osika, olcha).

Wskazania negatywne:

- intensywna i niewłaściwa gospodarka leśna:
 - zmniejszanie powierzchni lasów liściastych, głównie dębowych,
 - zmniejszanie powierzchni pławów starych lasów liściastych i zwiększania stopnia ich izolacji,
 - obniżanie wieku rębności lasów liściastych,
 - usuwanie z lasu drzew obumierających i martwych oraz drzew charakteryzujących się obecnością uszkodzeń, starych dziupli i zainfekowanych przez huby, stanowiących potencjalne miejsce wykonywania dziupli,
- prowadzenie prac gospodarczych w sezonie lęgowym (III–VI).

Ziemowit Kosiński

Literatura

- Bednorz J. 1997. Ptaki Wielkopolskiego Parku Narodowego. Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM 8: 1–68.
- Chylarecki P., Jawińska D. 2007. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych. Raport z lat 2005–2006. OTOP, Warszawa.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Delahaye L., Monticelli D., Lehaire F., Rondeux J., Claessens H. 2010. Fine-scale habitat selection by two specialist woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forests in Southern Belgium. *Ardeola* 57: 339–362.
- Hertel F. 2003. Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. *Vogelwelt* 124: 111–132.
- Kosiński Z. 2006. Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests — a case study from Poland. *Ann. Zool. Fennici* 43: 198–210.
- Kosiński Z. 2009. Dzięcioł średni *Dendrocopos medius*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 528–538.
- Kosiński Z., Hybsz R. 2006. Ocena liczebności dzięcioła średniego *Dendrocopos medius* w ostoi ptaków Dąbrowy Krotoszyńskie. *Not. Ornitol.* 47: 69–79.

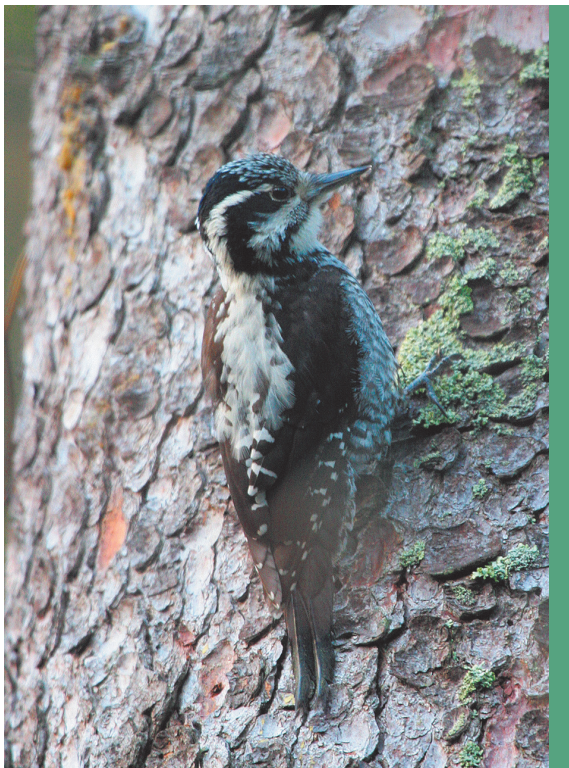
- Kosiński Z., Winięcki A. 2003. Ocena liczebności dzięcioła średniego *Dendrocopos medius* — porównanie metody kartograficznej z użyciem stymulacji magnetofonowej z metodą wyszukiwania gniazd. Not. Ornitol. 44: 43–55.
- Kosiński Z., Winięcki A. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. Ornis Fenn. 81: 145–156.
- Kosiński Z., Winięcki A. 2005. Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. J. Ornithol. 146: 263–270.
- Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers Picidae, in a managed forests of Western Poland. Pol. J. Ecol. 55: 519–533.
- Kosiński Z., Ksit P., Winięcki A. 2006. Nest sites of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* in near-natural and managed riverine forests. Acta Ornithol. 41: 21–32.
- Kosiński Z., Jermaczek A., Sikora A. 2007. Dzięcioł średni *Dendrocopos medius*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 306–307.
- Leniowski K. 2011. Terytoria osobnicze, ornamenty barwne i głos jako płaszczyzny sygnalizacji jakości dzięcioła średniego *Dendrocopos medius*. Rozprawa doktorska. Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań.
- Müller J., Pöllath J., Moshammer R., Schröder B. 2009. Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. For. Ecol. Manage. 257: 502–509.
- Pasinelli G. 2000. Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biol. Conserv. 93: 227–235.
- Pasinelli G., Hegelbach J. 1997. Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Northern Switzerland. Ardea 85: 203–209.
- Pasinelli G., Hegelbach J., Reyher H.-U. 2001. Spacing behavior of the Middle Spotted Woodpecker in Central Europe. J. Wildl. Manage. 65: 432–441.
- Roberge J.-M., Angelstam P., Villard M.-A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests — Deriving quantitative targets for conservation planning. Biol. Conserv. 141: 997–1012.
- Robles H., Ciudad C., Vera R., Olea P.P., Purroy F.J., Matthysen E. 2007. Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. For. Ecol. Manage. 242: 343–352.
- Robles H., Ciudad C. 2012. Influence of habitat quality, population size, patch size, and connectivity on patch-occupancy dynamics of the Middle Spotted Woodpecker. Conserv. Biol. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01816.x.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GŁOŚ, manuskrypt.
- Weiß S. 2003. Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. Vogelwelt 124: 177–192.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. Acta Ornithol. 22: 1–21.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1997. Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest: Long-term trends in Białowieża National Park (Poland). Ecography 20: 432–453.
- Wesołowski T., Tomiałojć L., Mitrus C., Rowiński P., Czeszczewik D. 2002. Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of XXth century. Acta Ornithol. 37: 27–45.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E., Möller G. 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. For. Snow. Landsc. Res. 79: 127–144.

Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Dzięcioł trójpalczasty zasiedla w Polsce Karpaty (podgatunek alpejski *P. t. alpinus*) i północny-wschód kraju (podgatunek tajgowy *P. t. tridactylus*), w Sudetach pojawia się jedynie efemerycznie (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Piotrowska i Wesołowski 2007). W Karpatach występuje przede wszystkim w Tatrach oraz Beskidzie Żywieckim i Górcach, a także w Beskidzie Wyspowym, Bieszczadach i Górach Sanocko-Turczańskich, a mniej licznie we wszystkich pozostałych Beskidach i Pieninach. Gatunek ten występuje w górach prawie wyłącznie powyżej 650 m n.p.m., a najliczniej na wysokości 1000–1400 m n.p.m., jedynie nieliczne stanowiska stwierdzano na pogórzach (od Wiśnickiego po Przemyśle) na wysokości 400–600 m n.p.m.

W północno-wschodniej części kraju dzięcioł trójpalczasty zasiedla przede wszystkim rozległe kompleksy leśne: Puszcze Białowieską, Knyszyńską, Augustowską, Borecką i Romincką. Krajowa populacja tego gatunku szacowana była na 300–700 par (Chylarecki i Sikora 2007). Jednakże dane zawarte w opracowaniu o ostojach ptaków (Wilk i in. 2010) i wstępne wyniki monitoringu dzięcioła trójpalczastego (GIOŚ) wskazują, że w samych Karpatach może występować ok. 650 par, co koresponduje z dawnym oszacowaniem na 400–600 par (Walasz i Mielczarek 1992) i przeczy niskiemu szacunkowi dla Karpat podawanemu przez Piotrowską i Wesołowskiego (2007) określonym na 70–100 par. Liczebność dzięcioła trójpalczastego w karpackich obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz w ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) szacowana jest np. na 40–50 par w Tatrach, 100–110 par w Beskidzie Żywieckim z Pasmem Babiogórskim, 20–30 par w Beskidzie Śląskim, 25–40 par w Górcach, 7–10 par w Pieninach, 10–20 par w Ostoju Popradzkiej, 35–45 par w Beskidzie Niskim, 70–100 par w Górach Sanocko-Turczańskich, 50–150 par w Bieszczadach, 35–45 par na Pogórzu Przemyskim (Wilk i in. 2010), ponadto 20–25 par występuje w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch 2009), a 10–15 par w Beskidzie Średnim (Matysek i Kajtoch 2011). Można mieć wątpliwości co do oszacowań dla wschodniej



fot. M. Ciach

części Karpat, szczególnie niżej położonych terenów, gdzie dotąd gatunek ten uważany był za bardzo nieliczny (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Piotrowska i Wesołowski 2007).

Najliczniejsza nizinna populacja występuje w Puszczy Białowieskiej i oceniana była w latach 70. XX w. na ok. 70 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), a aktualnie na 60–80 par (Wilk i in. 2010). W Puszczy Knyszyńskiej gniazduje co najmniej 30–45 par (Tumiel 2008), w Puszczy Augustowskiej 25–40 par (Zawadzka i in. 2011) i w Puszczy Boreckiej 5–10 par (Wilk i in. 2010). Sumarycznie w północno-wschodniej części kraju (a raczej w granicach samych IBA) występuje co najmniej 120–175 par. Całkowita krajowa populacja tego gatunku wynosi zatem około 800 par.

Ponad 1% krajowej populacji dzięcioła trójpalczastego, czyli co najmniej osiem par (przyjmując liczebność 800 par) gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach IBA: Puszcza Białowieska, Puszcza Knyszyńska, Puszcza Augustowska, Puszcza Borecka oraz w większości karpaccich IBA, z najliczniejszymi populacjami w Tatrach, Beskidzie Żywieckim, Gorcach, Beskidzie Wyspowym, Górach Sanocko-Turczańskich i w Bieszczadach.

Z uwagi na brak wieloletnich badań nad liczebnością i rozmieszczeniem dzięcioła trójpalczastego w polskich górach niemożliwe jest podanie dokładnych trendów liczebności i rozpowszechnienia. Według Tomiałojcia i Stawarczyka (2003), trend karpaccich populacji jest najprawdopodobniej lekko wyższy, wywołany rozpadem świerczyn i gradacjami korników. Dzięcioł trójpalczasty zwiększył swoją liczebność, szczególnie w Beskidzie Żywieckim, być może także w Beskidach Wschodnich. Natomiast w Sudetach aktualna sytuacja tego gatunku jest nieznaną. Stanowiska wykryte w ostatnich latach w Puszczy Knyszyńskiej, Augustowskiej i Boreckiej nie muszą wskazywać na wzrost liczebności, a raczej są efektem lepszego rozpoznania rozmieszczenia gatunku. W Puszczy Białowieskiej dzięcioł trójpalczasty był spotykany ponad trzykrotnie częściej na obszarach chronionych (park narodowy, rezerваты) niż w lasach gospodarczych, jego rozmieszczenie było również ściśle związane z rozmieszczeniem martwych i obumierających świerków (Czeszczewik i in., w przyg.).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nad terytorialnością dzięciołów trójpalczastych w Polsce oszacowanie powierzchni wykorzystywanej przez parę lęgową można opierać jedynie na wartościach zagęszczeń i doświadczeniu terenowym obserwatorów. Inwentaryzacja gatunku na większych powierzchniach wykazała, że zagęszczenia wahają się od ok. 1,0 p/10 km² w lasach gospodarczych Beskidu Wyspowego (Kajtoch 2009), do 10–15 p/10 km² w rezerwachach Beskidu Wyspowego i w Gorczańskim PN (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kajtoch 2009). Wynika stąd, że w górach jeden rewir dzięcioła trójpalczastego obejmuje przeciętnie 70–100 ha lasu naturalnego (chronionego) bądź nawet kilkaset ha w drzewostanach gospodarczych. W Białowskim Parku Narodowym jedna para zajmuje co najmniej 90 ha w optymalnych środowiskach (Wesołowski i in. 2005). Powyższe wartości odpowiadają wielkością terytoriom dzięciołów trójpalczastych w Alpach i Skandynawii, gdzie oszacowano je na 34–400 ha (Amcoff i Ericsson 1996, Pechacek 2004). Średnio można przyjąć, że areał jednej pary obejmuje ok. 100 ha siedlisk optymalnych i min. 200 ha siedlisk suboptymalnych.

3. Wskazania fenologiczne

Dzięcioł trójpalczasty jest gatunkiem osiadłym, jedynie w okresie jesienno-zimowym część osobników, głównie młodych, może koczować i wtedy mogą być one okazjonalnie spotykane poza stałymi lęgowiskami.

mi. Główny sezon lęgowy obejmuje okres od końca marca lub początku kwietnia (w zależności od wysokości n.p.m. i długości zimy) do czerwca lub lipca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W górach dzięcioł trójpalczasty zasiedla (gniazduje i żeruje) przede wszystkim górnoreglowe bory świerkowe, a także — mniej licznie — dolnoreglowe bory mieszane i jodłowe, bory i lasy bagienne oraz dolnoreglowe lasy bukowo-jodłowe ze znaczącym udziałem jodły bądź świerka. Preferuje luźne drzewostany naturalne o zróżnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej, ze znaczącym udziałem drzew obumierających i martwego drewna (drzew opianowanych przez korniki). Terytoria tego gatunku znajdują się na ogół w drzewostanach, w których co najmniej 10–20% drzew jest obumierających lub martwych, co przekłada się w górach na ok. 10–30 m³, a nawet 70–100 m³ martwego drewna/ha, przy czym w lasach gospodarczych wartością minimalną jest ok. 20 m³/ha, a optymalną ok. 35 m³/ha (Pechacek i d'Oleire-Ottmanns 2004, Müller i Büttler 2010, Kajtoch i in. 2013). Siedliska lęgowe, jak i żerowiskowe dzięcioła trójpalczastego na niżu to różnego typu stare drzewostany z dominacją lub domieszką świerka (głównie bory, ale także olsy, łęgi, a nawet grądy). Jest to gatunek ekologicznie związany z lasami świerkowymi w późnych stadiach sukcesji, z licznymi osłabionymi drzewami zaatakowanych przez korniki. Bezwzględny warunkiem występowania tego dzięcioła jest obecność martwych i obumierających drzew (głównie świerków, także olch — nie mniej niż ok. 4000 martwych drzew/terytorium, tj. ok. 20 drzew o pierśnicy >21 cm/ha (Wesołowski 2004).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory w których mogą gniazdować i żerować dzięcioły trójpalczaste w górach:

- 9110 Kwaśne buczyny (żyzna jedlina karpacka),
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 9410 Górskie bory świerkowe,
- 9420 Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W górach gatunek ten praktycznie nie gniazduje poza płatami drzewostanów opisanymi w pkt 4, ale niełęgowe ptaki (lub efemeryczne pary, których sukces lęgowy jest wątpliwy) są spotykane także w drzewostanach gospodarczych: borach świerkowych, jodłowych, mieszanych, a także w buczynach z enklawami świerczyn, o ile znajduje się w nich chociaż niewielka liczba drzew obumierających i martwych.

Na niżu siedliska lęgowe i żerowiskowe stanowią drzewostany liściaste z domieszką świerka: grądy, łęgi, olsy, oraz bory świerkowe. Preferuje drzewostany na obszarach zalewanych np. przez bobry lub na skutek działań w zakresie „małej retencji”.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Dla gór:

FV-1 (właściwy) — przypadający na jedno terytorium zwarty płat co najmniej 100 ha naturalnego drzewostanu iglastego (w górach i na pogórzu głównie świerkowego, jodłowego bądź świerkowo-jodłowego, cza-

sami z domieszką wierzby iwy lub olchy) ze znaczącym udziałem (powyżej 75%) drzew starszych niż 60 lat, z ilością martwego drewna co najmniej 35 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 15 lat.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na jedno terytorium płat lub sąsiadujące płaty o łącznej powierzchni 50–100 ha naturalnego drzewostanu iglastego (w górach i na pogórzach głównie świerkowego, jodłowego bądź świerkowo-jodłowego, czasami z domieszką iwy lub olchy) ze znaczącym udziałem (50–75%) drzew starszych niż 60 lat, z ilością martwego drewna 20–35 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 10 lat.

U1 (niezadowalający) — przypadający na jedno terytorium płat lub sąsiadujące płaty drzewostanu iglastego (w górach i na pogórzach głównie świerkowego, jodłowego bądź świerkowo-jodłowego, czasami z domieszką iwy lub olchy) o łącznej powierzchni mniejszej niż 50 ha z udziałem (10–50%) drzew starszych niż 60 lat, z ilością martwego drewna 10–20 m³/ha lub brak zabiegów (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 5 lat.

U2 (zły) — płaty borów (w górach i na pogórzach głównie świerkowych, jodłowych bądź świerkowo-jodłowych, czasami z domieszką iwy lub olchy) nie spełniające kryteriów dla U1.

Dla niżej:

FV-1 (właściwy) — cały drzewostan z dominacją świerka, ewentualnie z dużą domieszką świerka, o zróżnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej, o powierzchni ok. 100 ha przypadającej na jedno terytorium; konieczna obecność martwych i obumierających drzew, głównie świerków (co najmniej 35 m³/ha).

FV-2 (umiarkowany) — drzewostany z udziałem co najmniej 20% świerka, o zróżnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej, o powierzchni 100 ha przypadającej na jedno terytorium; konieczna obecność martwych i obumierających świerków, a także innych drzew (20–35 m³/ha).

U1 (niezadowalający) — drzewostan gospodarczy, przypadający na jedno terytorium płat lub sąsiadujące płaty boru (głównie świerkowego bądź świerkowo-sosnowego) lub lasów podmokłych z domieszką świerka, o łącznej powierzchni mniejszej niż 50 ha z udziałem (10–50%) drzew starszych niż 60 lat, z niewielkim udziałem martwych świerków (10–20 m³/ha).

U2 (zły) — płaty borów niespełniające kryteriów dla U1.

Progi objętości martwego drewna (dla FV-1) podano za opracowaniami omawiającymi znaczenie martwego drewna dla dzięciola trójpalczastego, przede wszystkim na podstawie Müller i Büttler (2010). Przez martwe drewno należy rozumieć całe drzewa, pnie drzew i ich fragmenty (m.in. złomy) w formie stojącej, zawieszanej lub leżącej o pierśnicy (lub średnicy w najszerszym miejscu) >10 cm, zarówno z korą przylegającą do pnia, odpadającą, jak i bez kory, w przypadku leżaniny — pnie i gałęzie znajdujące się na różnych etapach rozkładu przed etapem murszejącego drewna. Do objętości martwego drewna nie należy wliczać korzeni pozostających całkowicie w glebie.

Dla utrzymania 1% populacji w jednej ostoi, zakładając terytorium 100 ha, konieczne jest zachowanie min. 800 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni (FV-2/U1), jako rezerwowego obszaru występowania dzięciola trójpalczastego.

Zgodnie z ekologicznymi i genetycznymi badaniami na amerykańskim dzięciolu *Picoides borealis* (Reed i in. 1988, Walters 1991) vitalna populacja dzięciolów powinna składać się z co najmniej 500–1000 osobników, a więc upraszczając, co najmniej 250 rozmnażających się par. Zakładając powierzchnię jednego rewiru 200 ha w siedliskach optymalnych lub suboptymalnych, konieczne jest zachowanie 50 000 ha w polskich

Karpatach i 50 000 ha w Polsce nizinnej siedlisk w typie FV-1 lub FV-2. Stanowi to zaledwie ok. 6% powierzchni leśnej zarówno w Karpatach, jak i w Polsce północno-wschodniej.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Dużym zagrożeniem dla populacji dzięcioła trójpalczastego są prace leśne, szczególnie wykonywanie zrębów na dużych powierzchniach (większych niż 10 ha) w drzewostanach borowych. Usuwanie obumierających i martwych świerków lub jodeł (w tym w rezerwatach i parkach narodowych) mające na celu ograniczenie gradacji korników powoduje zanik optymalnego dla tego gatunku siedliska, czyli utratę miejsc gniazdowych (starszych drzew w których wykuwa dziuple), jak i żerowisk (drzew kornikowych) (Pakkala i in. 2002, Bütler i in. 2004, Pechacek i d'Oleire-Ottmanns 2004, Wesołowski i in. 2005, Tumiel 2008, Stachura-Skierczyńska i in. 2009, Skierczyński i in. 2011).

Na fluktuacje liczebności dzięcioła trójpalczastego mają wpływ (pozytywny) gradacje korników. Jest to jednak czynnik tylko okresowo pozytywnie wpływający na przeżywalność i rozrodność tego gatunku. Sama gradacja korników jedynie czasowo może sprzyjać występowaniu dzięcioła trójpalczastego, ponieważ w dłuższej perspektywie czasowej inwazja taka doprowadza (wraz z innymi czynnikami, np. wiatrolomami) do zaniku starszych płatów borów.

Wycofywanie się świerka z drzewostanów naturalnych (niż) i podnoszenie się pięter roślinnych (góry) związane z ocieplaniem klimatu może w przyszłości redukować powierzchnię odpowiadających mu siedlisk.

Ponadto prowadzona przebudowa drzewostanów świerkowych na jodłowo-bukowe spowoduje najprawdopodobniej zmniejszenie powierzchni odpowiednich siedlisk dla dzięcioła trójpalczastego w kolejnych dziesięcioleciach.

Potencjalnym zagrożeniem mogą być również prace leśne prowadzone w obrębie lub w bezpośrednim sąsiedztwie rewirów lęgowych dzięciołów trójpalczastych w okresie lęgowym (płoszenie ptaków, niszczenie miejsc lęgowych).

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nieznana jest zmienność genetyczna populacji i stopień izolacji, szczególnie populacji niewielkich, położonych na skraju zasięgu gatunku. Można zaryzykować twierdzenie, że w związku z niewielką liczebnością i przynajmniej częściową izolacją oraz osiadłym trybem życia tego dzięcioła, zmienność genetyczna przynajmniej niektórych jego populacji jest zredukowana, co może stanowić potencjalne zagrożenie dla trwania tego gatunku w Polsce.

Pewnym zagrożeniem dla tego gatunku mogą być inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego (np. pod infrastrukturę turystyczno-sportową) przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji kompleksów leśnych i izolacji płatów lasu (w szczególności starszych drzewostanów).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- ochrona bierna rezerwatowa lub w parkach narodowych, a więc wykluczająca zwalczanie kornika i usuwanie martwych i zamierających drzew z naturalnych borów, ale również lasów liściastych i mieszanych z domieszką świerka (olsy, łęgi, a nawet grądy),
- wykonywanie cięć jedynie sanitarnych na ograniczonej powierzchni i poza okresem lęgowym, pozostawianie części obumierających i martwych drzew, podsadzanie świerkiem w celu zachowania ciągłości borów także w reglu dolnym, prowadzenie prac leśnych poza sezonem lęgowym, tj. od lipca, po opuszczeniu gniazd przez pisklęta,

- celowe pozostawianie zamierających świerków (przede wszystkim kornikowych),
- zwiększenie powierzchni obszarów leśnych biernie chronionych, wolnej od zabiegów leśnych aż do osiągnięcia całkowitej powierzchni siedlisk optymalnych ważnych dla przetrwania gatunku (uwagi do pkt 6) — priorytetowymi miejscami powinny być tutaj istniejące obszary chronione (rezerваты, parki narodowe) jako miejsca wyjściowe tzw. *key areas*, które powinny być otoczone „strefami buforowymi”, zarządzanymi przez Lasy Państwowe w sposób mało inwazyjny, łączącymi poszczególne *key areas*, tym samym umożliwiając migrację osobników wewnątrz kompleksów leśnych (Stachura-Skierczyńska i Walsh 2010, Skierczyński i in. 2011).

Wskazania negatywne:

- zbyt intensywna gospodarka leśna (zręby na powierzchniach większych niż 10 ha¹), usuwanie wszystkich zainfekowanych, obumierających i martwych drzew,
- prace leśne prowadzone w sezonie lęgowym),
- przebudowa borów świerkowych w lasy bukowo-jodłowe na dużych obszarach,
- niszczenie siedlisk, fragmentacja lasów i izolacja płatów starodrzewu przez inwestycje turystyczno-sportowe i zmiany zagospodarowania przestrzennego,
- prowadzenie prac leśnych w okresie lęgowym (kwiecień–lipiec).

Łukasz Kajtoch, Michał Skierczyński, Dorota Czeszczewik

Literatura

- Amcoff M., Eriksson P. 1996. Occurrence of three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* at the scales of forest stand and landscape. *Ornis Svecica* 6: 107–119.
- Bütler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119: 305–318.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Kajtoch Ł. 2009. Występowanie dzięciołów: trójpalczastego *Picoides tridactylus* i białogrzbietego *Dendrocopos leucotos* w Beskidzie Wyspowym. *Not. Ornitol.* 50: 85–96.
- Kajtoch Ł., Figarski T., Pełka J. 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. *Ornis Fennica* 90: 23–40.
- Matyszek M., Kajtoch Ł. 2001. Dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* i dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* w Beskidzie Średnim. *Ornis Pol.* 3: 231–235.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. Forest Res.* 129: 981–992.

¹ W Polsce zgodnie z zarządzeniem nr 11A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 (ZG-7120-2/99) użytkowanie rębne zrębami zupełnymi z ich odnowieniem sztucznym ograniczono do niewielkich powierzchniowo gospodarczych drzewostanów nasiennych sosnowych i modrzewiowych o pow. całkowitej wydzielania do 4 ha oraz świerkowych, daglezi zielonej i olszy czarnej o pow. do 2 ha, w których uzyskanie naturalnego odnowienia z obsiewu górnego nie jest możliwe ze względu na silne zadarnienie lub wręcz zdziżnienie pokrywy, gęsty podszyt lub nie rokujące w przyszłości drugie piętro.

- Pakkala T., Hanski I., Tomppo E. 2002. Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. *Silva Fennica* 36: 279–288.
- Pechacek P. 2004. Spacing behavior of eurasian three-toed woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. *Auk* 121: 58–67.
- Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. 2004. Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. *Biol. Conserv.* 116: 333–341.
- Reed M.J., Doerr P.D., Walters J.R. 1988. Minimum viable population size of the Red-cockaded woodpecker. *J. Wildlife Manage.* 52: 385–391.
- Piotrowska M., Wesołowski T. 2007. Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 312–313.
- Skierczyński M., Stachura-Skierczyńska K., Strzelińska P., Tumiel T., Zawadzka D., Osojca-Kraśniński G. 2011. Mapowanie predyktywne; praktyczna metoda wyznaczania potencjalnych siedlisk dla wyspecjalizowanych gatunków leśnych. *Stud. Mat. CEPL, Rogów* 2: 164–174.
- Stachura-Skierczyńska K., Tumiel T., Skierczyński M. 2009. Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests. *Forest Ecol. Manag.* 258: 697–703.
- Stachura-Skierczyńska K., Walsh M. (eds). 2010. Against the grain: Improving the management of NATURA 2000 sites and other forests in the EU. BirdLife European Forest Task Force.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”. Wrocław.
- Tumiel T. 2008. Liczebność i rozmieszczenie dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus* w Puszczy Knyszyńskiej w latach 2005–2007. *Not. Ornitol.* 49: 74–80.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski. Biologica Silesiae, Wrocław.
- Walters J.R. 1991. Application of ecological principles to the management of endangered species: the case of the red-cockaded woodpecker. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 505–523.
- Wesołowski T. 2004. Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* (L., 1758). W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część II). Poradnik ochrony gatunków i siedlisk — ptaki. Natura 2000. Ministerstwo Środowiska. Warszawa. T. 8, ss. 280–283.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Rowiński P. 2005. Effects of forest management on Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Białowieża Forest (NE Poland): conservation implications. *Acta Ornithol.* 40: 53–60.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki k. Warszawy.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB200002 Puszcza Augustowska w 2010 roku. *Stud. Mat. CEPL, Rogów* 2: 89–104.

Dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Dzięcioł zielonosiwy występuje w Polsce w południowej i północno-wschodniej części kraju (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk i Sikora 2007). Zwarty zasięg występowania populacji południowopolskiej obejmuje Śląsk oraz Małopolskę, a rozproszone stanowiska znajdują się na Lubelszczyźnie, Kielecczyźnie, Południowym Mazowszu, a także w Wielkopolsce i na Pomorzu Zachodnim (Kempa i Kosiński 2003, Guentzel i in. 2010). Zasięg występowania populacji w północno-wschodniej Polsce obejmuje Podlasie, Suwalszczyznę, północną część Warmii i Mazur, sięgając do Pojezierza Iławskiego i Wysoczyzny Elbląskiej (Sikora 2006, Stajszczyk i Sikora 2007). Dysjunkcja między obiema populacjami przebiega od Polesia, poprzez Mazowsze, Kujawy, po Pomorze. Dzięcioł zielonosiwy występuje w górach do wysokości 700–850 m n.p.m., jednak ptaki wyjątkowo były notowane do wysokości 1200 m n.p.m. (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), a nawet 1300 m n.p.m. (M. Ciach — mat. niepubl.).

Dzięcioł zielonosiwy jest w Polsce nielicznym ptakiem lęgowym (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Aktualna ocena liczebności zawiera się w zakresie 2000–3000 par lęgowych (Chylarecki i Sikora 2007), a 1% reprezentacja wynosi 20 par, chociaż wg najnowszych danych z Państwowego Monitoringu Środowiska liczebność tego gatunku może być znacznie wyższa (3600–11000 par, Sikora i in. 2012). Znaczące (zasiedlane przez minimum 1% populacji krajowej) populacje dzięcioła zielonosiwego występują w kilku krajowych obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Puszczy Augustowskiej (30–50 par), Dolinie Biebrzy (70–80 par), Łęgach Odrzańskich (50–60 par), Beskidzie Niskim (130–160 par), Pogórzu Przemyskim (200–250 par), Górach Słonnych (250–300 par), Bieszczadach (250–300



fot. G. Zawadzki

par), Beskidzie Śląskim (35–50 par), Puszczy Sandomierskiej (40–60 par) oraz Sudetach Wałbrzysko-Kamienogórskich (63–90 par) (Wilk i in. 2010). Kilka kolejnych ostoi ptaków jest zasiedlonych przez znaczące populacje, które przekraczają próg 1% liczebności, jednak nie mieszczą się wśród 10 najważniejszych krajowych ostoi gatunku.

Łączna liczba par dzięcioła zielonosiwego występujących na terenie krajowych ostoi ptaków wynosi ok. 1600–2000 par (wylczenia na podstawie Wilk i in. 2010). Przyjmując wyśrodkowany szacunek liczebności populacji krajowej na poziomie 2500 par, można stwierdzić, że ok. 64–82% populacji gatunku występuje w obszarach tworzących sieć Natura 2000 oraz ostoi IBA. Ze względu na występowanie części populacji dzięcioła zielonosiwego poza obszarami chronionymi istotne znaczenie dla zachowania gatunku ma gospodarka i ochrona zasobów przyrodniczych w całym zasięgu jego występowania.

Populacja dzięcioła zielonosiwego wykazywała w ostatnich dwóch dekadach XX wieku trend wzrostowy — zwiększał się zarówno zasięg występowania gatunku (Kempa i Kosiński 2003, Guentzel i in. 2010), jak również liczebności w miejscach stałego występowania, np. na Śląsku czy w Puszczy Białowieskiej (Dyrce 1991, Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

Rozpowszechnienie dzięcioła zielonosiwego w Polsce odnotowane w latach 2000–2008 w ramach Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych (MPPL) obejmowało przeciętnie 4,4% losowo wybranych kwadratów (zakres 1,9–7,4%, na podstawie GIOŚ 2010), z obserwowaną tendencją spadkową. Niska frekwencja gatunku uniemożliwia określenie wskaźnika zmian liczebności. Z uwagi na trudności w wykrywaniu gatunku i niskie zagęszczenia, rzeczywiste rozprzestrzenienie dzięcioła zielonosiwego może być nieco większe. Rozpowszechnienie dzięcioła zielonosiwego w polach Polskiego Atlasu Ornitologicznego wyniosło 15,2% (Stajszyk i Sikora 2007).

Dzięcioł zielonosiwy umieszczony jest w Załączniku I Dyrektywy ptasiej. W Unii Europejskiej posiada on kategorię SPEC3, co oznacza, że jest to gatunek specjalnej troski o niekorzystnym statusie ochronnym (Bird Life Int. 2004). Dzięcioł zielonosiwy nie jest ujęty w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt (Głowaciński 2001), jednak uznany został za gatunek wymagający ochrony czynnej (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt). Jednocześnie dzięcioł zielonosiwy, wraz z innymi dzięciołami, tworzy grupę gatunków będących dobrym indykatorem różnorodności biologicznej lasów (Mikusiński i in. 2001).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Biologia dzięcioła zielonosiwego należy do jednej z najslabiej poznanych spośród europejskich przedstawicieli dzięciołowatych Picidae (Pasinelli 2006). Informacje na temat wykorzystania przestrzeni, terytorialności, czy też wybiórczości siedliskowej dzięciołów zielonosiwych są bardzo skąpe, zwłaszcza w odniesieniu do Europy Środkowej. Dane z lasów borealnych Skandynawii wskazują na silne zróżnicowanie wielkości arealu osobniczego w zależności od pory roku oraz płci. W okresie lęgowym areal osobniczy waha się w granicach 50–200 ha (Rolstad i Rolstad 1995, Sikora 2009), zwiększając się znacznie, aż do 2000–5400 ha, w okresie zimowym (Rolstad i Rolstad 1995, Edenius i in. 1999). Ponadto w okresie pozalęgowym notowano przemieszczenia osobników na znaczne odległości (do 6 km). W Szwajcarii przeciętną wielkość arealu wykorzystywanego przez parę lęgową określono na 109 ha, a w przypadku arealu zajmowanego przez pojedynczego, niesparowanego osobnika — na 89 ha (Imhof 1984). Podobne, szacunkowe wielkości terytoriów podawano dla nadrzecznych lasów lęgowych w dolinie Górnego Renu (Spitznagel 1990). Stanowiska pojedynczych par w parkach miejskich i na cmentarzach sugerują, że w sprzyjających warunkach terytoria mogą być stosun-

kowo niewielkie. Znane są rewiry o powierzchni 10–20 ha (Stajszczyk i Sikora 2004). W Polsce wielkość areалу wykorzystywanego przez parę w okresie lęgowym wynosi prawdopodobnie 100–200 ha (Kosiński i Kempa 2007, Sikora 2009, Z. Kosiński — mat. niepubl.), co jest zbliżne z sugerowaną średnią wielkością rewiru jednej pary wynoszącą 200 ha (Angelstam i in. 2004). Zagęszczenia dzięcioła zielonosiwego w optymalnych siedliskach wynoszą 4–8 par/100 km² (Sikora 2009), co wskazuje, że jeden rewir przypada na obszar ok. 12–25 km².

W skład terytoriów dzięcioła zielonosiwego mogą wchodzić, poza terenami leśnymi, także tereny otwarte i półotwarte (łąki, polany, hale, zakrzewienia), które są wykorzystywane jako żerowiska. Ponadto wielkość terytorium lub areалу osobniczego jest zależna od zasobności siedliska. W środowiskach optymalnych, o bogatej bazie pokarmowej terytoria są mniejsze od tych zlokalizowanych w środowiskach suboptymalnych o mniejszej dostępności pokarmu (Pasinelli 2000).

3. Wskazania fenologiczne

W Polsce dzięcioł zielonosiwy jest uważany za gatunek osiadły (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Jednak wyraźne u tego gatunku zmiany wielkości arealów osobniczych w cyklu rocznym mogą niekiedy przybierać charakter krótkodystansowych przemieszczeń (Rolstad i Rolstad 1995, Edenius i in. 1999). Ponadto w okresie połęgowym, zwłaszcza w Europie Północnej, przemieszczenia ptaków mogą nieco przypominać swym charakterem migracje (Cramp 1985). Część osobników, głównie młodych, może koczować w okresie jesienno-zimowym poza stałymi lęgowiskami, co sprzyja ekspansji gatunku.

Sezon lęgowy dzięcioła zielonosiwego obejmuje okres od połowy kwietnia (zależnie od wysokości n.p.m. i długości/surowości zimy) do początku sierpnia (Cramp 1985). Z terenu Polski brak jest precyzyjnych danych o fenologii lęgów, jednak składanie jaj następuje prawdopodobnie od pierwszej/drugiej dekadzie kwietnia, a na północnym-wschodzie i w górach nieco później. Pisklęta opuszczają dziuple w czerwcu (Sikora 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Siedliska lęgowe dzięcioła zielonosiwego są tożsame z siedliskami żerowiskowymi. Pod względem wyboru biotopu lęgowego dzięcioł zielonosiwy jest gatunkiem plastycznym i zasiedla szerokie spektrum siedlisk leśnych, parkowych i zadrzewień. Czynnikiem warunkującym gniazdowanie jest obecność zróżnicowanych drzewostanów liściastych w wyższych klasach wieku. Dzięcioł zielonosiwy występuje także sporadycznie w lasach mieszanych ze znacznym udziałem drzew iglastych pod warunkiem, że charakteryzują się one obecnością zwiększonej ilości martwych i zamierających drzew i/lub sąsiedztwem terenów otwartych. Gatunek ten występuje najczęściej w lasach liściastych — w buczynach i jaworzynach w górach oraz w łęgach i grądach na nizinach (Kempa i Kosiński 2003, Stajszczyk i Sikora 2004, Sikora 2006). Gniazduje głównie w starszych, rzadziej w młodszych fragmentach, a jego rewiry najczęściej rozmieszczone są w pobliżu terenów otwartych (Stajszczyk i Sikora 2007), choć np. w Puszczy Białowieskiej takiego związku nie odnotowano (Pugacewicz 1997). Dzięcioł zielonosiwy zajmuje regularnie siedliska zmodyfikowane przez człowieka, występując w starych parkach i na cmentarzach wewnątrz dużych aglomeracji miejskich (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, M. Ciach, dane niepubl.). Ponadto gatunek ten, podobnie jak dzięcioł zielony *Picus viridis*, regularnie żeruje na terenach otwartych i półotwartych – murawach, łąkach, zrębach, haliznach, terenach zakrzewionych. Gniazdowanie w pobliżu terenów otwartych lub nawet poza zwartymi lasami ma związek z preferencjami pokarmowymi. Dieta dzięcioła zielonosiwego składa się w znacznej części z mrówek (Cramp 1985) znajdujących w ekstensywnie użytkowanych terenach otwartych w pobliżu lasów lub w młodych uprawach

leśnych (Rolstad i Rolstad 1995, Rolstad i in. 2000, Angelstam i in. 2004, Kempa i Kosiński 2003, Kosiński i Kempa 2007, Sikora 2009). Dane ze Szwajcarii wskazują, że przeciętny udział siedlisk w rewirze lęgowym pary (109 ha) wynosił: 70% lasów, 16% gruntów ornych, 11% łąk i 2% „półotwartych” sadów (Imhof 1984). Dzięcioł zielonosiwy wykuwa dziuple przede wszystkim w drzewach liściastych (bukach, olchach, topolach), ale również w drzewach iglastych (Cramp 1985, Kosiński i Kempa 2007).

Dzięcioł zielonosiwy zasiedla w Polsce stare, wysokopiennie lasy liściaste różnego typu o zazwyczaj niewielkim zwarcu. W górach oraz w północnej i zachodniej Polsce występuje w lasach z udziałem buka (Walaśz i Mielczarek 1992, Sikora 2006, Kempa i Kosiński 2003). Zamieszkuje też nadrzeczne lasy lęgowe, olsy, a także lasy mieszane, duże parki i zadrzewienia śródpolne, przy czym najważniejsza dla jego występowania jest obecność przynajmniej pojedynczych, starych drzew (Dyrz 1991, Pugaczewicz 1997, Wilniewczyc 2005). Rzadko zasiedla bory sąsiadujące z płatami lasów liściastych (Stajszczyk i Sikora 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których dzięcioły zielonosiwe mogą — gniazdować:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9180 Jaworzyny na stokach i zboczach,
- 9190 Pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 91I0 Ciepłolubne dąbrowy,
- 91P0 Jodłowy bór świetokrzyski;

— żerować:

- 6210 Murawy kserotermiczne,
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe,
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
- 6430 Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne,
- 6440 Łąki selernicowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 6520 Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

Wiedza o preferencjach siedliskowych i określaniu właściwego stanu zachowania siedlisk, a co za tym idzie o środowiskach optymalnych i suboptymalnych powinna być oparta na znajomości parametrów demograficznych populacji (rozrodczość, śmiertelność, imigracja i emigracja). Z racji relatywnie dużego zasięgu występowania i szerokiego spektrum zajmowanych środowisk przez dzięcioła zielonosiwego oraz braku elementarnej wiedzy dotyczącej demografii populacji trudne jest wskazanie siedlisk optymalnych i suboptymalnych. Sama obecność gatunku w danym siedlisku nie jest tożsama z uznaniem go jako optymalnego.

Przypuszczalnie najważniejszą rolę dla obecności gatunku odgrywa nie typ siedliska, a jego wielkość i stopień zachowania. Gatunek ten występuje powszechnie w drzewostanach gospodarczych, a jego obecność warunkowana jest prawdopodobnie dostępnością głównego składnika diety — jaj i imago mrówek oraz obecnością znacznej ilości martwych i zamierających drzew, które stanowią alternatywne miejsce żerowania (Rolstad i Rolstad 1995). Określenie kluczowych czynników, które wskazywałyby na optymalny lub suboptymalny charakter siedlisk, jest przy obecnym stanie wiedzy niezwykle trudne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Chociaż dzięcioł zielonosiwy unika rozległych monokultur iglastych (Gjerde i in. 2005), to okresowo mogą one pełnić rolę żerowisk. Jednak w przypadku obecności w składzie gatunkowym drzewostanu domieszki drzew liściastych, siedliska z dominacją gatunków iglastych mogą stanowić także miejsce lęgowe (Hågvar i in. 1990). Dzięcioł zielonosiwy gniazduje także w rozległych parkach i ogrodach, większych grupach lub szpalerach drzew. Na Podkarpaciu gatunek ten częściej występuje w zieleni osad ludzkich niż w lasach (Hordowski 1999). Jednak ze względu na nieznane parametry rozrodu i przeżywalności uznanie wyżej wymienionych biotopów za siedliska suboptymalne nie jest pewne.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Dzięcioł zielonosiwy jest gatunkiem plastycznym, gniazdującym w różnych typach lasów liściastych i zadrzewień różniących się zarówno strukturą gatunkową, jak i wiekową drzewostanów. Jednak obecność drzewostanów w wyższych klasach wieku oraz znacznej ilości martwych i zamierających drzew i/lub sąsiedztwo terenów otwartych są kluczowymi cechami siedlisk dzięcioła zielonosiwego.

FV-1 (właściwy) — płat drzewostanu liściastego o powierzchni powyżej 200 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 100 lat powyżej 30%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 30 m³/ha (drzewostany niepodlegające użytkowaniu gospodarczemu oraz drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci), przy mniejszym udziale drzew martwych i zamierających (średnia miąższość martwego drewna w płacie 10–15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub 20–30 m³/ha) drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

FV-2 (umiarkowany) — płat drzewostanu liściastego lub mieszanego o powierzchni powyżej 200 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 90 lat powyżej 30%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 20 m³/ha (drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci), przy mniejszym udziale drzew martwych i zamierających (średnia miąższość martwego drewna w płacie 5–10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub 10–20 m³/ha) drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

U1 (niezadowalający) — płat drzewostanu liściastego lub mieszanego o powierzchni powyżej 100 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat powyżej 30%, średnia miąższość martwego drewna w płacie powyżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub powyżej 10 m³/ha (drzewostany podlegające użytkowaniu gospodarczemu, z pozostawianiem drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci), przy mniejszym udziale drzew martwych i zamierających (średnia miąższość martwego drewna w płacie poniżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub poniżej

10 m³/ha) drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

U2 (zły) — płat drzewostanu liściastego lub mieszanego o powierzchni poniżej 100 ha, udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat poniżej 30%, średnia miąższość martwego drewna w płacie poniżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub poniżej 10 m³/ha.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej dzięcioła zielonosiwego (20–30 par) w danej ostoi, przy założeniu, że jedna para wymaga do egzystencji obszaru 200 ha (Angelstam i in. 2004), konieczne jest zachowanie min. 4000–6000 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 w dobrym stanie zachowania – FV-1 lub FV-2. Ze względu na naturalne oraz antropogeniczne zmiany wieku i struktury lasów, dla zachowania znaczących populacji tego gatunku wskazane jest utrzymanie przynajmniej trzykrotnie większej powierzchni odpowiednich siedlisk w stanie zachowania FV (1 lub 2) oraz U1 (12000–18000 ha).

Proponowane algorytmy do wyznaczania siedliska w danym stanie zachowania (przypadających na terytorium jednej pary):

FV-1 — wielkość płata drzewostanu >200 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 100 lat >30% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >30 m³/ha
lub

średnia miąższość martwego drewna w płacie 10–15% miąższości dojrzałego drzewostanu lub 20–30 m³/ha i drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

FV-2 — wielkość płata drzewostanu >200 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 90 lat >30% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >20 m³/ha
lub

średnia miąższość martwego drewna w płacie 5–10% miąższości dojrzałego drzewostanu lub 10–20 m³/ha i drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

U1 — wielkość płata drzewostanu >100 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat >30% + średnia miąższość martwego drewna w płacie >5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub >10 m³/ha
lub

średnia miąższość martwego drewna w płacie poniżej 5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub poniżej 10 m³/ha i drzewostany graniczące z mozaiką siedlisk otwartych użytkowanych ekstensywnie (trwałe użytki zielone).

U2 — wielkość płata drzewostanu <100 ha + udział w płacie drzewostanów w wieku ponad 80 lat <30% + średnia miąższość martwego drewna w płacie <5% miąższości dojrzałego drzewostanu lub <10 m³/ha.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Krajowa populacja dzięcioła zielonosiwego nie jest obecnie zagrożona. Ocieplenie klimatu (łagodniejsze i mniej śnieżne zimy), wzrost lesistości oraz wzrost średniego wieku drzewostanów mogą sprzyjać ekspansji gatunku.

Podstawowym zagrożeniem dla populacji dzięcioła zielonosiwego może być utrata i degradacja siedlisk. Może ona następować w wyniku prowadzonej gospodarki leśnej, zwłaszcza nadmiernej eksploatacji starych drzewostanów liściastych, ograniczania powierzchni starodrzewu oraz usuwania martwych i zamierających drzew, braku planowego pozostawiania części drzew do naturalnej śmierci, wykonywania zrębów

wielkopowierzchniowych, lokalnego obniżania średniego wieku drzewostanu, prowadzenia prac leśnych na terenach rezerwatów oraz w drzewostanach w najwyższych klasach wieku (brak faktycznej ochrony najcenniejszych fragmentów drzewostanów, wycinka resztek starodrzewu — np. Puszcza Białowieska, Puszcza Niepołomska, lasy karpackie), upraszczanie składu gatunkowego. Zagrożeniem jest prowadzenie prac leśnych w okresie lęgów (marzec-lipiec) powodujące płoszenie ptaków, a niekiedy także niszczenie drzew z lęgami (jajami lub pisklętami).

Istotnym zagrożeniem są także zmiany zachodzące na terenach otwartych sąsiadujących z lasami i wykorzystywanych jako żerowiska. Zmiany w rolnictwie, takie jak intensyfikacja produkcji, chemizacja, upraszczanie składu upraw, scalanie gruntów, zaorywanie użytków zielonych, wycinka zadrzewień i pojedynczych drzew, zalesianie nieużytków i gruntów porolnych, mogą prowadzić do zaniku potencjalnych miejsc żerowiskowych. Potencjalnym zagrożeniem jest usuwanie wiekowych drzew w sąsiedztwie szlaków komunikacyjnych oraz występujących w zadrzewieniach, a także wycinanie zadrzewień w dolinach rzecznych i w sąsiedztwie zbiorników wodnych, utworzonych przede wszystkim przez gatunki drzew o miękkim drewnie (wierza, osza).

Drapieżnictwo nie ma prawdopodobnie istotnego wpływu na liczebność populacji dzięcioła zielonosiego. Ograniczenie dostępu do pokarmu w okresie zimowym związane z niską temperaturą powodującą zamarzanie gleby i utrzymywaniem się głębokiej pokrywy śnieżnej może istotnie zmniejszać przeżywalność osobników (Rolstad i Rolstad 1995).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona naturalnych drzewostanów liściastych w wyższych klasach wieku,
- wskazanie i wydzielenie w lasach gospodarczych terenów o dominujących pozaprodukcyjnych funkcjach lasu, a co za tym idzie ograniczenie w nich intensywności gospodarki leśnej (wyznaczenie w przestrzeni gospodarczej systemu obszarów użytkowanych ekstensywnie),
- na obszarach występowania gatunku ograniczenie gospodarki w wybranych enklawach drzewostanów najstarszych i wyznaczenie ich jako centrów różnorodności biologicznej,
- racjonalna gospodarka leśna na terenach produkcyjnych, uwzględniające przyrodnicze funkcje lasu:
 - ograniczenie wykonywania cięć sanitarnych, pozostawianie obumierających i martwych drzew, zarówno stojących, jak i leżących, pozostawianie części drzew żywych do naturalnej śmierci,
 - stosowanie rębni złożonych, w tym pozostawianie płatów starodrzewu wśród upraw leśnych i w drzewostanach w młodszych klasach wieku,
 - prowadzenie prac gospodarczych poza okresem lęgowym (III–VII),
 - wprowadzanie składu gatunkowego zgodnego z warunkami siedliskowymi, stosowanie rębni częściowych i złożonych,
 - popieranie gatunków domieszkowych (np. brzoza, osika, wiąz, olcha),
 - kształtowanie brzegu lasu, wprowadzenie i ochrona stref buforowych wokół terenów leśnych,
 - wprowadzenie i ochrona stref buforowych wzdłuż cieków wodnych,
 - ochrona kopców mrówek,
 - wprowadzenie do audytu (certyfikacji) wskaźnika występowania gatunku i stanu zachowania jego siedlisk,
- utrzymanie mozaiki ekstensywnie użytkowanych siedlisk nieleśnych w sąsiedztwie terenów leśnych, promowanie ekstensywnego rolnictwa (niska chemizacja, utrzymanie środowisk marginalnych, tj. miedz, starych sadow, zakrzewień i zadrzewień oraz ekstensywnie wypasanych łąk i pastwisk),

- monitoring populacji, sukcesu lęgowego i zagrożeń tego gatunku w różnych rodzajach siedlisk,
- wykorzystanie gatunku jako wskaźnika dobrego stanu zachowania lasów gospodarczych.

Wskazania negatywne:

- intensywna i niewłaściwa gospodarka leśna:
 - usuwanie martwych i zamierających drzew leżących i stojących, stanowiących alternatywne miejsca żerowania,
 - usuwanie drzew stanowiących potencjalne miejsce kucia dziupli (osłabionych, zamierających, martwych) oraz drzew z dziuplami istniejącymi,
 - prace gospodarcze w sezonie lęgowym; prowadzenie wycinki drzew w okresie lęgowym (III–VII),
 - ujednolicanie składu gatunkowego, struktury wiekowej i przestrzennej drzewostanów,
 - prowadzenie drzewostanów jednowiekowych i jednogatunkowych,
 - obniżenie średniego wieku drzewostanów,
 - niszczenie kopców mrówek,
 - celowe zalesianie terenów otwartych i nieużytków,
- zanik gospodarki pasterskiej, prowadzący do zarastania pastwisk i polan,
- ujednolicanie struktury krajobrazu przez eliminowanie środowisk marginalnych w tym różnego typu zadrzewień,
- regulowanie niewielkich cieków wodnych i związane z tym usuwanie porastających ich brzegi zadrzewień,
- intensyfikacja gospodarki rolnej — wzrost chemizacji oraz przekształcanie użytków zielonych w grunty orne,
- niszczenie siedlisk poprzez budowę i funkcjonowanie infrastruktury dla masowej turystyki pieszej, narciarskiej i motorowej,
- zabudowa terenów otwartych bezpośrednio graniczących z lasami,
- lokalizacja w miejscach występowania gatunku oraz na terenach stanowiących potencjalne żerowiska lub korytarze migracyjne obiektów mogących być przyczyną kolizji lub barierą w przemieszczaniach.

Ziemowit Kosiński, Michał Ciach

Literatura

- Angelstam P., Roberge J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Lärmanis V., Lūkins M., Mikusiński G., Račinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation — a review of parameters for focal forest birds. *Ecol. Bull.* 51: 427–453.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, ss. 34–41.
- Cramp S. (red.). 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. 4. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Dyrz A. 1991. *Dzięcioł zielonosiwy* *Picus canus* Gmel., 1788. W: Dyrz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. (red.). *Ptaki Śląska*. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław, ss. 294–296.
- Edenius L., Brodin T., Sunesson P. 1999. Winter behaviour of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* in relation to recent population trends in Sweden. *Ornis Svec.* 9: 65–74.

GIOS 2010. Monitoring ptaków. <http://monitoringptakow.gios.gov.pl/app/trends>.

Gjerde I., Sætersdal M., Nilsen T. 2005. Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiv. Conserv.* 14: 377–393.

Głowaciński Z. (red.). 2001. Polska Czerwona Księga Zwierząt. Kęgowiec. PWRiL, Warszawa.

Guentzel S., Jasiński M., Wysocki D. 2010. Liczebność dzięciołów *Picinae* w Puszczy Bukowej pod Szczecinem. *Ptaki Pomorza* 1: 71–77.

Hågvær S., Hågvær G., Mønness E. 1990. Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarct. Ecol.* 13: 156–165.

Hordowski J. 1999. Ptaki polskich Karpat Wschodnich I Podkarpacia. Cz. I. Przemysł.

Imhof Th. 1984. Zur Ökologie von Grün- und Grauspecht im bernisch-solothurnischen Mittelland. Lizentiatsarbeit 2.Teil, Zool. Inst. Univ. Bern, Typoskript, ss. 20–76.

Kempa M., Kosiński Z. 2003. Ekspansja i pierwsze przypadki gniazdowania dzięcioła zielonosiwego *Picus canus* w Wielkopolsce. *Not. Ornitol.* 44: 131–135.

Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers *Picidae*, in a managed forests of Western Poland. *Pol. J. Ecol.* 55: 519–533.

Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15: 208–217.

Pasinelli G. 2000. Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biol. Conserv.* 93: 227–235.

Pasinelli G. 2006. Population biology of European woodpecker species: a review. *Ann. Zool. Fennici* 43: 96–111.

Pugaczewicz E. 1997. Ptaki łęgowe Puszczy Białowiejskiej. Północnopodlaskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Białowieża.

Rolstad J., Loken B., Rolstad E. 2000. Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia* 124: 116–129.

Rolstad, J., Rolstad, E. 1995. Seasonal patterns in home range and habitat use of the grey-headed woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. *Ornis Fenn.* 72: 1–13.

Sikora A. 2006. Rozmieszczenie i liczebność dzięcioła zielonosiwego *Picus canus* na Wysoczyźnie Elbląskiej i jego ekspansja na Warmii i Mazurach. *Not. Ornitol.* 47: 32–42.

Sikora A. 2009. Dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniak Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. GIOS, Warszawa, ss. 505–512.

Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOS, manuskrypt.

Spitznagel A. 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forest of the Upper Rhine Valley. W: Carlson A., Aulén G. (red.). Conservation and management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden, ss. 117–145.

Stąszczyk M., Sikora A. 2004. *Picus canus* (Gmel., 1788) — Dzięcioł zielonosiwy. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 258–262.

Stąszczyk M., Sikora A. 2007. Dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 296–297.

Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992. Biologica Silesiae, Wrocław.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Wilniewicz P. 2005. Dzięcioł zielonosiwy *Picus canus* Gmel., 1788. W: Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sulek J., Tabor J., Wilniewicz P. (red.). Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Kielce-Poznań, ss. 280–281.

Gadożer *Circaetus gallicus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Gadożer występuje we wschodniej Polsce, gdzie jest skrajnie nielicznym gatunkiem lęgowym. Jego aktualna liczebność szacowana jest na 10–15 par (Stajszyk 2007), a nawet zaledwie 2–5 par (Sikora i in. 2012), jednak w znanych rewirach ptaki nie w każdym roku przystępują do lęgu. W latach 1970–1985 liczebność polskiej populacji gadożera oceniano na 20–30 par (Tomiałojć 1990). Na początku lat 90. XX w. wynosiła ona 10–20 par, zaś na początku XXI wieku 10–15 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Spadek liczebności gadożera spowodowany jest głównie zmianami siedliskowymi, intensyfikacją rolnictwa, spadkiem liczebności gadów i płazów oraz konkurencją innych gatunków szponiastych.

Przy liczebności 10–15 par 1 para lęgowa stanowi 7–10% krajowej populacji. Stanowiska lęgowe znajdują się w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Puszcza Augustowska, Dolina Biebrzy, Puszcza Białowieska), Puszcza Solska, Lasy Janowskie, Dolina Sołokiji, Lasy Sieniawskie, Lasy Parczewskie, Beskid Niski oraz Bieszczady (Wójciak 2005, Wilk i in. 2010, Komisja Faunistyczna PTZool. 2003–2011). Prawdopodobne jest również gniazdowanie w Lasach Sobiborskich, nieobjętych ochroną w formie Natura 2000 (Komisja Faunistyczna PTZool.).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polęgowym

Gadożer gniazduje zarówno w rozległych kompleksach leśnych, jak i w mniejszych lasach w pobliżu dogodnych żerowisk. Gatunek zajmuje rewir lęgowy o promieniu 1,5–2 km od gniazda, natomiast terytorium razem z żerowiskami może obejmować powierzchnię do 70 km², średnio 36 km² na parę (Mebs i Schmidt 2006).



fot. Ł. Kajtoch

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Pierwsze osobniki przylatują na przełomie marca i kwietnia, główny przelot przypada na kwiecień (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Do lęgów przystępuje w ostatniej dekadzie kwietnia i pierwszej dekadzie maja. Zniesienie zawiera 1 jajo, stosunkowo duże w porównaniu do wielkości ptaka (Cramp i Simmons 1980). Wysiadywanie trwa 45–47 dni (Mebs i Schmidt 2006). Młody przebywa w gnieździe 60–80 dni, a pod koniec rozwoju przesiaduje na gałęziach przy gnieździe, do którego powraca przez kilkanaście dni po wylocie. Wylot z gniazda następuje od drugiej połowy sierpnia do początku września. Przez następny miesiąc rodzina przebywa w rewirze lęgowym (Mebs i Schmidt 2006, Lontkowski 2009). Odlot trwa od końca września i początku października, a najpóźniejsze obserwacje pochodzą z początku listopada (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Gadożer występuje na obszarach leśnych urozmaiconych otwartymi terenami podmokłymi, o stosunkowo niewielkim stopniu penetracji przez człowieka. Na nizinach zamieszkuje przede wszystkim rozległe tereny torfowiskowe i bagienne w sąsiedztwie podmokłych drzewostanów, dolin rzecznych i brzegów jezior. W górach zasiedla dolnoreglowe drzewostany w pobliżu terenów otwartych. Gadożer gnieździ się w podmokłych i bagiennych drzewostanach, przeważnie w borach i lasach bagiennych w pobliżu otwartych torfowisk, mszarów i podmokłych łąk (Wójciak 2005, Lontkowski 2009). Wiek drzewostanów jest zróżnicowany, mogą to być stare drzewostany powyżej 100 lat, jak i młodsze fragmenty lasów na wyniesieniach gruntu wśród bagien. Wysokość położenia gniazda zależy od wysokości drzew — w borach bagiennych na wysokości 6–10 m, a na siedliskach świeżych nawet na wysokości 25–28 m (Cramp i Simmons 1980, J. Zawadzki — mat. niepubl.). Warunkiem występowania gadożera są bogate w gady i płazy żerowiska na otwartych torfowiskach i kompleksach podmokłych, oraz naturalnych, ekstensywnie użytkowanych łąkach.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których gadożer może

– gniazdownić:

- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi olszowe i jesionowe,
- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczywami górkim (górskie jaworzyny ziołoroślowe);

– żerować:

- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* — płaty bogate florystycznie),
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzeria–Caricetea nigrae*),
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk,
- 91D0 Bory i lasy bagienne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Brak danych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium podmokły drzewostan sosnowy lub z przewagą sosny (bory bagienne i wilgotne) o powierzchni 100–200 ha w wieku powyżej 80 lat, ze znajdującymi się w pobliżu żerowiskami — otwartymi torfowiskami i podmokłymi łąkami.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium wilgotny drzewostan sosnowy lub mieszany o powierzchni 25–50 ha w wieku 60–80 lat, położony w pobliżu fragmentów torfowisk i podmokłych łąk.

U1 (niezadowolający) — małe (poniżej 25 ha) powierzchnie wilgotnych i podmokłych borów sosnowych w wieku 60–80 lat, małe powierzchnie żerowisk — torfowisk i podmokłych łąk.

U2 (zły) — tereny leśne pozbawione borów bagiennych i wilgotnych, drzewostany sosnowe na siedliskach suchych i świeżych poniżej 60 lat oraz brak w sąsiedztwie typowych, otwartych żerowisk.

Dla utrzymania co najmniej 1% populacji krajowej (1 para) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w punkcie FV-1, w terytorium lęgowym konieczne jest zachowanie obszarów takich siedlisk o powierzchni minimum 100 ha.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Gadożerowi zagrażają głównie zmiany siedliskowe i zmiany stosunków wodnych, prace leśne prowadzone w sezonie lęgowym w pobliżu gniazda oraz eliminacja starych drzewostanów na siedliskach borów wilgotnych. Zmiany te dotyczą również żerowisk, na których zmiany stosunków wodnych prowadzą do szybkiej sukcesji lasu. Mimo że gadożer podlega ochronie strefowej, ta forma ochrony w małym stopniu chroni rewiry lęgowe, ze względu na częstą zmianę miejsca gniazdowania przez ptaki. Zagrożeniem jest wzrastająca aktywność człowieka na obszarach występowania i żerowania gatunku. Do niekorzystnych procesów należą również zanieczyszczanie i likwidacja mniejszych torfowisk i intensyfikacja rolnictwa. Zagrożenie mogą stanowić także elektrownie wiatrowe lokalizowane w odległości mniejszej niż 6 km od gniazda (Langgemach i Meyburg 2011).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- tworzenie stref ochronnych wokół stanowisk lęgowych gadożera,
- utrzymywanie stref przez okres co najmniej 5 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- wyłączanie z użytkowania drzewostanów sosnowych bagiennych i podmokłych,
- ochrona podmokłych terenów otwartych — żerowisk gatunku,
- ograniczenia w prowadzeniu prac leśnych pomiędzy 10 kwietnia a 15 września na obszarach występowania gadożera,
- odbudowa małej retencji w lasach,
- unikanie lokalizacji elektrowni wiatrowych w promieniu do 5 km od gniazda gadożera (Langgemach i Meyburg 2011).

Literatura

Cramp S., Simmons K. 1980. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 2. Oxford Univ. Press, Oxford.

Komisja Faunistyczna 2004. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2003. Not. Ornitol. 45: 169–194.

Komisja Faunistyczna 2005. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2004. Not. Ornitol. 46: 157–178.

Komisja Faunistyczna 2006. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2005. Not. Ornitol. 47: 97–124.

Komisja Faunistyczna 2007. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2006. Not. Ornitol. 48: 107–136.

Komisja Faunistyczna 2008. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2007. Not. Ornitol. 49: 81–115.

Komisja Faunistyczna 2009. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2008. Not. Ornitol. 50: 111–142.

Komisja Faunistyczna 2010. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2009. Orn. Pol. 51: 117–148.

Komisja Faunistyczna 2011. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2010. Orn. Pol. 52: 117–149.

Komisja Faunistyczna 2012. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2011. Orn. Pol. 53: 105–140.

Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167–181.

Lontkowski J. 2009. Gadożer *Circaetus gallicus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ss. 203–206.

Mebs T., Schmidt D. 2006. Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos, Stuttgart.

Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.

Tomiałojć L. 1990. Ptaki Polski. Rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.

Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Wójciak J. 2005. Gadożer *Circaetus gallicus*. W: Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Lublin, ss. 92–93.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Gąsiorek *Lanius collurio*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Gąsiorek jest średnio liczny ptakiem lęgowym na obszarze prawie całego kraju. W górach spotykany do wysokości 700–1000 m n.p.m. w Sudetach i 800–1100 m n.p.m. w Karpatach. Lokalne populacje lęgowe charakteryzują się zróżnicowaniem liczebności i wykazują znaczne fluktuacje roczne. W Wielkopolsce, na Mazowszu oraz na pogórzach wydaje się być gatunkiem liczny, natomiast w niskich zagęszczeniach występuje w Kotlinie Biebrzańskiej, na Mazurach i środkowym Pomorzu (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kuźniak 2004, Goławski i Kuźniak 2009, Tryjanowski i in. 2009, Ł. Kajtoch — mat. niepubl.).

Wielkość krajowej populacji szacowana jest na 300 000–400 000 par (Dombrowski i in. 2000), natomiast wg danych Sikory i in. (2012) – na podstawie wyników Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych – ocenia się ją nawet na 590 000–700 000. Największe populacje gąsiorka występują w obszarach Natura 2000 (Wilk i in. 2010): Puszcza Piska (2500–3000 par) i Sudety Wałbrzysko-Kamiennogórskie (838–2300 par).

Znaczne wahania liczebności utrudniają ustalenie dokładnego przedziału liczebności i ogólnokrajowego trendu zmian populacyjnych, niemniej wieloletnie badania porównawcze prowadzone na dużych powierzchniach krajobrazowych w różnych regionach kraju wskazują na wzrost liczebności krajowej populacji w ostatnich latach (Kuźniak 2004). Tendencje wzrostowe zaznaczyły się szczególnie wyraźnie we wschodniej części Polski (Dombrowski i Goławski 2002). Natomiast jak wskazują dane zgromadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych — MPPL), w latach 2000–2006, populacja gąsiorka na terenie kraju wydaje się być stabilna (Chylarecki i Jawińska 2007).



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Gąsiorek jest gatunkiem terytorialnym, co powoduje, że gniazduje pojedynczo, w pewnym oddaleniu od innych par. Spotykany także w luźnych skupieniach, co może wynikać z plamowego rozmieszczenia optymalnych siedlisk. Wielkość terytorium jest zmienna i zależy m.in. od zagęszczenia par lęgowych, lokalnych zasobów pokarmowych i odpowiedniej liczby czatowni (Kuźniak i Tryjanowski 2003). W optymalnych siedliskach wielkość terytorium wynosi średnio 0,48 ha (0,08–1,52 ha), a w mniej odpowiednich nawet 8 ha (Kuźniak i Tryjanowski 2003). Przeciętnie przyjmuje się, że wielkość terytorium ma 1,5 ha i jest ono jednocześnie obszarem żerowiskowym (Goławski i Kuźniak 2009).

Przeciętne zagęszczenie w krajobrazie rolniczym w Polsce w latach 90. XX w. wynosiło 2,6 p/km², a na większych powierzchniach kształtowało się ono na poziomie 0,5–1,2 p/km². Miejscami odnotowywano jednak znacznie wyższe zagęszczenia, np. 8,3 p/km² na Śląsku i 5,9 p/km² w Wielkopolsce (Dombrowski i in. 2000). Późniejsze dane z krajobrazu rolniczego wschodniej Polski świadczą o wysokich zagęszczeniach krajobrazowych gąsiorka w tej części kraju: w okolicach Siedlec zagęszczenia stwierdzone na dwóch powierzchniach próbnych wynosiły 1,9 i 2,4 p/km² (Goławski i Dombrowski 2004), a na trzech innych w ciągu prowadzonych kilku lat badań, wahały się od 2 do nawet 22 p/km², przy średnim zagęszczeniu wynoszącym 6 p/km² (Goławski 2006). W Polsce zachodniej przykładowe zagęszczenia wynosiły 1,2 p/km² (Jasiński i Wysocki 2007), 4,7 p/km² i 10 p/km² (Antczak i in. 2009). Gatunek zasiedla także śródpolne osłonowe zadrzewienia pasowe, co wymusza z kolei liniowe rozmieszczenie terytoriów — w Wielkopolsce występował w takim środowisku w zagęszczeniach 0,63 p/km pasa zadrzewień (Kujawa 2004). Na małych powierzchniach optymalnych siedlisk może osiągać bardzo wysokie zagęszczenia rzędu od kilku do kilkunastu par na 10 ha (Kuźniak 1991).

Niewiele danych o zagęszczeniach gąsiorka pochodzi z krajobrazu leśnego. Na Nizinie Południowopodlaskiej w borach sosnowych z domieszką brzozy i dębu, stosunkowo bogatym podszytem oraz istotnym udziałem zrębów i młodników, występował w zagęszczeniu 4 p/km², a w mozaice olsów i łęgów oraz borów mieszanych — 0,4 p/km² (Rzępała i Mitrus 1995). Na porębach i w młodnikach Puszczy Białowieskiej odnotowano 1,7–2,5 p/km², a na polanach białowieskich — 3,3–7,5 p/km² (Dombrowski i in. 2000, Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

W dolinach rzek zagęszczenia oscylowały w przedziale 0,2–3,1 p/km², choć w Puszczy Białowieskiej sięgały 9,4 p/km², a w dolinie Wiaru w Małopolsce — 7,4 p/km² (Dombrowski i in. 2000).

Wysokie zagęszczenia może gąsiorek osiągać w terenach wyżynnych i podgórskich. Pod Przemysłem, w krajobrazie polno-leśnym, występował w zagęszczeniu 1,9–7,0 p/km², a w Górach Sanocko-Turczańskich nawet do 15–17 p/km² (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Zbliżone wartości uzyskano na Słowacji od 11 p/km² (Mikšik 1993) do 16,3 p/km² (Kunstmüller 1998).

Średnio można przyjąć, że terytorium jednej pary zajmuje ok. 1,0–1,5 ha siedlisk optymalnych i 2–4-krotnie większą powierzchnię siedlisk suboptymalnych.

3. Wskazania fenologiczne

Gąsiorki migrują nocą i nie tworzą stad podczas wędrówki. Pierwsze osobniki pojawiają się na lęgowiskach w Polsce w pierwszych dniach maja lub w III dekadzie kwietnia. Do łęgów przystępują w drugiej dekadzie maja, ze szczytem przypadającym na trzecią dekadę tego miesiąca (Kuźniak 1991, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Okres lęgowy jest rozciągnięty i trwa aż do sierpnia. Wędrówka jesienna rozpoczyna się w drugiej połowie sierpnia, przy czym początkowo ptaki koczują w okolicy miejsc lęgowych,

a odlot następuje we wrześniu. Ostatnie ptaki widywane były w październiku (Kuźniak 2004, Goławski i Kuźniak 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Gąsiorek spotykany jest w różnorodnych siedliskach. Preferuje obszary ciepłe, suche i słoneczne. Zasiedla głównie otwarty krajobraz rolniczy o mozaikowej strukturze, wykorzystując różnego rodzaju formacje krzewiaste (szczególnie chętnie cierniste na terenach silnie nasłonecznionych) i drzewiaste. Zasiedla pola z rozrzuconymi kępami drzew i krzewów na miedzach, nad rowami i wzdłuż polnych dróg, nad drobnymi ciekami i zbiornikami wodnymi, zakrzaczone łąki i pastwiska, zarastające murawy napiaskowe, zadrzewienia śródpolne, ugory, nieużytki i tereny ruderalne, nasłonecznione zbocza (w tym murawy kserotermiczne) i nasypy, sady, duże ogrody i uprawy porzeczek, żywopłoty (za Dombrowski i in. 2000, Kuźniak i Tryjanowski 2003, Kuźniak 2004, 2007). Spotykany bywa także przy pojedynczych drzewach wśród pól, a np. w Wielkopolsce zasiedla nowo posadzone śródpolne osłonowe zadrzewienia pasowe tworzone przez różne gatunki drzew i krzewów (Kujawa 2004).

Gąsiorek uznawany jest za typowy gatunek półotwartych środowisk, których istnienie zależne jest od tradycyjnej, ekstensywnej gospodarki rolnej. Wiele badań potwierdza, że korzystnie na jego występowanie wpływa udział w terytoriach łąk i pastwisk oraz obszarów krzewiastych z pojedynczymi drzewami. Nie mniej istotne wydają się być także ugory i odłogi (np. Kuźniak i Tryjanowski 2000, Vanhinsbergh i Evans 2002, Goławski i Meissner 2007, Goławski i Goławska 2008, Brambilla i in. 2010, Tworek 2010). Stwierdzono także, że preferuje sąsiedztwo polnych dróg (Morelli 2011, Morelli i in. 2012). Unika natomiast obszarów z wysokim udziałem gruntów ornych, upraw zbożowych, kukurydzy i rzepaku (Vanhinsbergh i Evans 2002, Goławski i Goławska 2008, Tworek 2010). Dla wyboru siedlisk lęgowych przez gąsiorka znaczenie ma jednocześnie różnorodność krajobrazowa. Wykorzystuje obszary stanowiące mozaikę pól i obszarów trawiastych oraz rozdrobnionych środowisk marginalnych, powstających często w wyniku zaniechania użytkowania, przy preferowanym występowaniu wszystkich tych elementów na niewielkiej przestrzeni (Goławski 2006, Brambilla i in. 2010, Tworek 2010, Morelli i in. 2012). We wschodniej Polsce na terytorium gąsiorka składały się średnio: łąki (41%), pastwiska (11%), ugory/odłogi (8,5%), grunty uprawne (39%), podczas gdy na całej badanej powierzchni udział tych siedlisk wynosił odpowiednio 24%, 2,7%, 3,6% oraz 69,7% (Goławski i Goławska 2008). Dla porównania, w Lombardii określono charakterystyki optymalnego terytorium gąsiorka, które powinno zawierać 60% zgryzanych lub koszonych obszarów trawiastych, 20% zakrzewień, 10% odłogów, 70 m żywopłotów oraz 60 m plotów (Casale 2010). Z kolei w innych opracowaniach określono preferowane wartości pokrycia terenu przez krzewy na 10–15% (Vanhinsbergh i Evans 2002), czy 15–20% (Brambilla i in. 2007). Są to wartości uśrednione i charakterystyczne lokalnie, niemniej mogą stanowić pewną wytyczną przy określaniu udziału poszczególnych elementów środowiska w siedlisku gąsiorka.

Na terenach leśnych zasiedla przede wszystkim zarastające zęby i pożarzyska oraz uprawy i młodniki, przede wszystkim na uboższych siedliskach. Chętnie gniazduje na obrzeżach lasów, wyjątkowo natomiast wewnątrz zwartych, dużych kompleksów leśnych (Dombrowski i in. 2000, Kuźniak i Tryjanowski 2003). Odpowiednim siedliskiem lęgowym gąsiorka są obszary leśne, gdzie wykonano cięcia zupełne od 3 do 20 lat wstecz (Söderström i Karlsson 2010). Będąc gatunkiem związanym z wczesnymi etapami sukcesji i brzegiem lasu, zasiedla obszary różnorodnych zaburzeń w strukturze lasu, np. wiatrolomów (Żmihorski 2008).

Reasumując, siedlisko gąsiorka zawiera trzy zasadnicze elementy: 1) otwarty teren porośnięty trawami i inną niską, luźną roślinnością zielną — miejsce zdobywania pokarmu, 2) gęste zarośla krzewów, stosy gałęzi i chrustu — miejsca gniazdowania oraz 3) drzewa lub wysokie krzewy — miejsca czatowania, z których polu-

je i wypatruje zagrożeń (Kuźniak i Tryjanowski 2003, Kuźniak 2004, 2007). Cennymi z punktu widzenia gąsiorka elementami strukturalnymi są także napowietrzne linie przesyłowe oraz ogrodzenia jako miejsca wypatrywania ofiar. Ponadto w terenach rolnych niska intensywność nawożenia wraz z niewielką ilością stosowanych środków ochrony roślin sprzyja bogatej bazie pokarmowej (Vanhinsberghi Evans 2002, Goławski 2006, Goławski i Meissner 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika 1 Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez gąsiorka:

- 2160 Nadmorskie wydmy z zaroślami rokitnika,
- 4030 Suche wrzosowiska,
- 6120 Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe,
- 6210 Murawy kserotermiczne,
- 6510 Nizowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Z uwagi na znaczną różnorodność siedlisk przez gąsiorka preferowanych, precyzyjne określenie wachlarza siedlisk suboptymalnych jest jeszcze bardziej utrudnione. Gatunek może zasiedlać stosunkowo nietypowe dla niego obszary, np. w Radomiu przenika ze strefy podmiejskiej i spotykany bywa w obrębie zlokalizowanych na obrzeżu miasta blokowisk, a wzdłuż dolin rzecznych może docierać nawet do strefy śródmiejskiej, gdzie zasiedla tereny ruderalne i nieużytki w sąsiedztwie osiedli ludzkich (T. Figarski — mat. niepubl.). Stąd też jako siedliska suboptymalne proponuje się uznawać te, które swoim charakterem nawiązują do siedlisk opisanych w poprzednim punkcie, dzięki czemu umożliwiają bytowanie gąsiorka, jednak ich szczególne cechy, układ bądź udział w krajobrazie odbiegają od cech scharakteryzowanego uprzednio siedliska optymalnego.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV (właściwy) — obszary rolnicze ze znacznym udziałem (w skali krajobrazowej) ekstensywnie użytkowanych łąk/pastwisk (min. 40%) oraz odłogów/ugorów (min. 10%), a także niezbędnym występowaniem terenów porośniętych przez roślinność krzewiastą (z pożądanym udziałem pojedynczych i niewielkich grup drzew) na powierzchni 10–20% + małopowierzchniowe zmieszanie wymienionych typów siedlisk, tzn. obecność na każdych 5 ha powierzchni wszystkich ww. siedlisk w dowolnym udziale + niska intensywność nawożenia i stosowania środków ochrony roślin + na każdych 5 ha powierzchni obecność przynajmniej jednego z nw. elementów strukturalnych: żywopłotów, zadrzewień pasowych, napowietrznych linii przesyłowych, ogrodzeń, dróg polnych, zakrzewionych cieków wodnych, upraw porzeczek, stert gałęzi lub

na obszarach leśnych - odnowione powierzchnie otwarte (zręby, pożarzyska, wiatrolomy, itp.) o wielkości min. 1,5 ha na siedliskach borowych, porastane przez roślinność w wieku 5–15 lat; a także dobrze rozwinięte strefy ekotonowe na granicy lasu i powierzchni otwartych zagospodarowanych ekstensywnie lub

murawy kserotermiczne i napiaskowe o pow. min 1,5 ha z 10–30% udziałem krzewów (tarnina, róża, głóg, jałowiec itp.).

U1 (niezadowolający) — obszary rolnicze z udziałem (w skali krajobrazowej) ekstensywnie użytkowanych łąk/pastwisk (min. 20%) oraz odłogów/ugorów (min. 3%), a także niezbędnym występowaniem terenów porośniętych przez roślinność krzewiastą (z pożądanym udziałem pojedynczych i niewielkich grup drzew) na powierzchni 5–10 lub 20–40% + obecność na każdych 10 ha powierzchni wszystkich ww. typów siedlisk w dowolnym udziale (dopuszczalny brak ugorów/odłogów) + średniointensywny poziom nawożenia i stosowania środków ochrony roślin + na każdych 10 ha powierzchni obecność przynajmniej jednego z nw. elementów strukturalnych: żywopłotów, zadrzewień pasowych, napowietrznych linii przesyłowych, ogrodzeń, dróg polnych, zakrzewionych cieków wodnych, upraw porzeczek, stert gałęzi

lub

na obszarach leśnych - zarastające powierzchnie otwarte (zręby, pożarzyska, wiatrolomy, itp.) o wielkości min. 0,5 ha na siedliskach borowych, porastane przez roślinność w wieku <5 lub 16–20 lat; a także dobrze rozwinięte strefy ekotonowe na granicy lasu i powierzchni otwartych stanowiących nieużytki

lub

murawy kserotermiczne i napiaskowe o pow. min 0,5 ha z udziałem krzewów <10% lub 30–70%.

U2 (zły) — obszary rolnicze niespełniające co najmniej dwóch z kryteriów dla FV i U1

lub

na obszarach leśnych, zarastające powierzchnie otwarte niespełniające co najmniej jednej z cech określonych dla FV i U1

lub

murawy kserotermiczne i napiaskowe niespełniające kryteriów wcześniej wymienionych.

Dla utrzymania 1% populacji (przyjmując minimalną wartość — 3000 par) w jednej ostoi, zakładając wielkość terytorium 1,0–1,5 ha, konieczne jest zachowanie min. 3000–4500 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryterium FV lub przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni U1, jako rezerwowego obszaru występowania gąsiorka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia:

- utrata siedlisk lęgowych w wyniku zabudowy terenów otwartych (rozwój zabudowy wiejskiej),
- rolnictwo wielkoobszarowe i będąca jego konsekwencją homogenizacja krajobrazu polegająca na eliminacji elementów strukturalnych ważnych dla gatunku - miedz, śródpolnych zakrzaczeń i zadrzewień, struktur pasowych, małych zbiorników śródpolnych, odłogów itp.,
- intensyfikacja i mechanizacja rolnictwa,
- sukcesja leśna lub celowe zalesianie trawiastych terenów otwartych i półotwartych (w tym szczególnie muraw kserotermicznych i napiaskowych),
- stosowanie insektycydów i herbicydów, co prowadzi do zubożenia bazy pokarmowej,
- pozostawianie w terenach rolnych plastikowych sznurków, które używane bywają przez ptaki jako materiał gniazdowy i mogą stanowić zagrożenie dla piskląt i ptaków dorosłych,
- drapieżnictwo (sójka, sroka).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania:

- zachowanie urozmaiconej struktury krajobrazu obszarów rolnych, wraz z utrzymywaniem elementów środowiska istotnych dla występowania gąsiorka,
- wspieranie ekstensywnego rolnictwa, ekologicznych metod produkcji rolnej, ograniczenie stosowania chemicznych środków ochrony roślin,
- ochrona zadrzewień, zakrzaczeń śródpolnych, żywopłotów oraz tworzenie nowych zadrzewień z udziałem gatunków o pędach ciernistych (głogi, śliwa tarnina) lub kolczastych (róże), za wyjątkiem sztucznej obsadzania muraw kserotermicznych,
- zachowanie w krajobrazie miedz, ugorów, odłogów i nieużytków,
- wykaszanie niewielkich powierzchni w sąsiedztwie dogodnych czatowni, przeciwdziałanie zarastaniu dużych powierzchni terenów otwartych,
- uprzątanie resztek sznurków wykorzystywanych przy pracach polowych oraz stosowanie sznurków szybko biodegradowalnych zamiast plastikowych,
- zrębowe zagospodarowanie drzewostanów sosnowych na suchych siedliska zapewniające nieprzerwane występowanie określonej powierzchni zrębów i upraw,
- utrzymywanie i wzbogacanie szerokich stref ekotonowych na granicy lasów i powierzchni otwartych.

Tomasz Figarski, Piotr Tryjanowski, Paweł Szymański

Literatura

- Antczak M., Goławski A., Kuźniak S., Tryjanowski P. 2009. Costly replacement: how do different stages of nest failure affect clutch replacement in the redbacked shrikes *Lanius collurio*? *Ethology Ecology & Evolution* 21: 127–136.
- Brambilla M., Rubolini D., Guidali F. 2007. Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study* 54: 160–167.
- Brambilla M., Casale F., Bergero V., Bogliani G., Matteo Crovetto G., Falco F., Roati M., Negri I. 2010. Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biol. Conserv.* 143: 2770–2778.
- Casale F. 2010. Ecology and conservation of red-backed shrike (*Lanius collurio*) in semi-natural habitats of north-western Italy. PhD Thesis — abstract, Università degli Studi dell'Insubria.
- Chylarecki P., Jawińska D. 2007. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych — Raport z lat 2005–2006. OTOP, Warszawa.
- Dombrowski A., Goławski A. 2002. Changes in numbers of breeding birds in an agricultural landscape of east-central Poland. *Vogelwelt* 123: 79–87.
- Dombrowski A., Goławski A., Kuźniak S., Tryjanowski P. 2000. Stan i zagrożenia populacji gąsiorka *Lanius collurio* w Polsce. *Not. Ornit.* 41: 139–148.
- Goławski A. 2006. Biologia lęgowa gąsiorka *Lanius collurio* w ekstensywnym krajobrazie rolniczym wschodniej Polski. *Not. Ornit.* 47: 1–10.
- Goławski A., Dombrowski A. 2004. Awifauna lęgowa wybranych fragmentów krajobrazu rolniczego wschodniej Polski. *Not. Ornit.* 45: 44–49.
- Goławski A., Meissner W. 2007. The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. *Ecol. Res.* 23: 347–353.

- Goławski A., Goławska S. 2008. Habitat preference in territories of the Red-backed shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 54: 89–97.
- Goławski A., Kuźniak S. 2009. Gąsiorek *Lanius collurio*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 596–602.
- Jasiński M., Wysocki D. 2007. Awifauna lęgowa krajobrazu rolniczego okolic Nowogardu (Pomorze Zachodnie). *Not. Ornitol.* 48: 183–192.
- Kujawa K. 2004. Importance of young shelterbelts for breeding avifauna in agricultural landscape (Turew area, West Poland). *Pol. J. Ecol.* 52: 433–443.
- Kunstmüller I. 1998. Ecology, distribution and breeding population size of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the central part of the Českomoravská vrchovina highlands, Czech Republic. *Sylvia* 34: 97–114.
- Kuźniak S. 1991. Breeding ecology of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in the Wielkopolska region (western Poland). *Acta Ornithol.* 26: 67–83.
- Kuźniak S. 2004. Gąsiorek *Lanius collurio*. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 8 (część II), ss. 358–362.
- Kuźniak S. 2007. Gąsiorek *Lanius collurio*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2000. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 458–459.
- Kuźniak S., Tryjanowski P. 2000. Distribution and breeding habitat of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an intensively used farmland. *Ring* 22: 89–93.
- Kuźniak S., Tryjanowski P. 2003. Gąsiorek. Seria „Monografie przyrodnicze” Nr 12. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin.
- Mikšik I. 1993. Comparison of the breeding variability of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in individual years and in the two altitudes. *Sylvia* 29: 12–20.
- Morelli F. 2011. Importance of road proximity for the nest site selection of the Red-backed shrike (*Lanius collurio*) in an agricultural environment in central Italy. *J. Mediterr. Ecol.* 11: 21–29.
- Morelli F., Santolini R., Sisti D. 2012. Breeding habitat of red-backed shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of Central Italy: is functional heterogeneity one important key? *Ethol. Ecol. Evolution* 24: 127–139.
- Rzępała M., Mitrus C. 1995. Ocena liczebności awifauny lęgowej kompleksu leśnego „Kryszczak” koło Łukowa w siedleckim. *Not. Ornitol.* 36: 273–295.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.
- Söderström B., Karlsson H. 2010. Increased reproductive performance of red-backed shrikes *Lanius collurio* in forest clear-cuts. *J. Ornithol.* 152: 313–318.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Tryjanowski P., Kuźniak S., Kujawa K., Jerzak L. 2009. Ekologia ptaków krajobrazu rolniczego. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Tworek S. 2010. Czynniki wpływające na występowanie ptaków lęgowych w krajobrazie rolniczym południowej Polski. *Studia Naturae* 58. IOP PAN, Kraków.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Vanhinsbergh D., Evans A. 2002. Habitat associations of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Carinthia, Austria. *J. Ornithol.* 143: 405–415.
- Żmihorski M. 2008. Zespół ptaków lęgowych wiatrołomu w Puszczy Piskiej. *Not. Ornitol.* 49: 39–56.

Głuszc *Tetrao urogallus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Głuszc występuje w Polsce w czterech izolowanych populacjach, a łączna liczebność gatunku wynosi ok. 380-500 ptaków (Żurek i Armatys 2011). We wszystkich ostojach nizinnych utrzymuje się stały trend spadkowy (Zawadzka i in. 2009), ostoje górskie charakteryzuje większa stabilizacja, szczególnie na obszarach objętych ochroną bierną. Na wszystkich krajowych stanowiskach liczebność gatunku przekracza 1% populacji krajowej, w większości oscyluje powyżej poziomu 10% (Cichocki i in. 2008, Zawadzka i in. 2009, Wilk i in. 2010). Najliczniejsza populacja występuje w Karpatach Zachodnich, na obszarach Natura 2000: Beskid Sądecki, Tatry, Gorce, Beskid Wyspowy, Babia Góra wraz z Policą, Beskid Żywiecki, Beskid Śląski. Populacja karpacka jest podzielona, w różnym stopniu izolowana i funkcjonuje jako metapopulacja. Łączna liczebność głuszca w Karpatach prawdopodobnie zamyka się w granicach 285–325 osobników. Najliczniejsze stanowiska występują w Tatrzańskim Parku Narodowym (50–70 osobników), w Beskidzie Żywieckim (80–90 osobników), w masywie Babiej Góry wraz z Policą (ok. 85 osobników) oraz w Gorcach i Beskidzie Wyspowym (co najmniej 30 osobników, Żurek i Armatys 2011). W Beskidzie Śląskim, gdzie na przełomie XX i XXI w. liczebność głuszca nie przekraczała 10 osobników, od 2002 r. regularnie wypuszczane są ptaki z hodowli wolierowej. W Beskidzie Śląskim i Żywieckim w latach 2003–2012 wsiedlono 475 ptaków. Obecnie tylko w rejonie Baraniej Góry żyje na wolności co najmniej 40 głuszców, grupujących się wokół minimum 3 czynnych tokowisk (Z. Rzońca — mat. niepubl.).

Druga pod względem wielkości izolowana populacja głuszca zasiedla ostoję Natura 2000 Puszcza Solńska i Lasy Janowskie. Do niedawna jej liczebność szacowana była tam na ok. 100–130 osobników (M. Pio-



fot. G. Zawadzki

trowska — mat. niepubl.), jednak ostatecznie dane wskazują na spadek liczebności (LTO 2010). Zagęszczenie we wschodniej części kompleksu leśnego jest dość wysokie i stabilne, natomiast w zachodniej części (w Lasach Janowskich), następuje szybki spadek liczebności i kurczenie się zasięgu (Piotrowska 2008, A. Wediuk — inf. ustna).

Populacja podlaska zachowała się tylko we wschodniej części ostoi Natura 2000 Puszcza Augustowska, gdzie w 2012 r. stwierdzono 16 kogutów, czyli ok. 30–35 osobników, a tempo spadku liczebności wynosi ok. 3% rocznie (Zawadzki i Zawadzka 2012). W ostoi Bory Dolnośląskie od 2009 r. realizowana jest restytucja, wypuszczono łącznie 78 ptaków i obecnie żyje ok. 35 osobników (Merta i in. 2011, J. Kobielski — mat. niepubl.). W ostatniej dekadzie XX w. zanikły głuszcze w Puszczy Knyszyńskiej, a w końcu lat 80. XX w. na Pomorzu i w Puszczy Białowieskiej. Brak skoordynowanych i skutecznych działań ochronnych w stosunku do istniejących jeszcze stanowisk spowoduje szybkie wymarcie tego gatunku w Polsce.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Głuszc jest gatunkiem osiadłym. Ze względu na skomplikowany system rozrodczy (ściśła poligynia) i strukturę socjalną (grupy skupione wokół tokowisk) ma duże wymagania przestrzenne, a poszczególne grupy zajmują obszar wielkości do kilku tysięcy hektarów. Najważniejszymi punktami są tokowiska, o stałej lokalizacji przez wiele lat. Przeciętna odległość między nimi wynosi 1–5 km, a grupy wokół tokowisk zwykle złożone są z kilku do kilkunastu osobników. Badania telemetryczne wykazały, że tokujące (czyli biorące udział w rozrodzie) koguty zimują w promieniu 1 km wokół tokowiska, na łącznej powierzchni ok. 300 ha (Wegge i Larsen 1987). Można przyjąć, że jest to minimalna powierzchnia odpowiedniego płatu siedliska dla utrzymania prawidłowych procesów rozrodu. Obszar tokowiska obejmuje zazwyczaj powierzchnię od kilku (w górach) do ponad 30 ha (na nizinach). Kury nie mają ścisłych terytoriów, ich miejsca zimowania częściowo pokrywają się z rewirami kogutów. Całoroczne arealy osobnicze wykazują znaczną zmienność sezonową, a ich wielkość rośnie wraz ze spadkiem udziału dogodnego siedliska w obrębie rewiru. Dane telemetryczne z Alp zarówno dla samic, jak i samców wykazały wykorzystywanie od 132 do 1207 ha, średnio 550 ha (Storch 1995). W ciągu całego roku kury przebywały średnio w odległości 1,3 km od tokowiska, koguty od grudnia do maja w odległości 0,5 km od tokowiska, a później w promieniu 7,3 km od tokowiska (Storch 1995). Młode koguty wykorzystują większe arealy osobnicze niż starsze. W Norwegii letni areal dorosłego koguta wynosił 73–316 ha, a młodego nawet 870 ha. Areal kury wodzącej pisklęta zajmował ok. 20–30 ha, a miejsca lęgów były odległe o 40–4000, średnio o 1800 m od tokowiska (Zawadzka i Zawadzki 2003).

3. Wskazania fenologiczne

Toki głuszc trwają od końca marca do początku maja ze szczytem około 10 kwietnia na Lubelszczyźnie oraz 20 kwietnia na Podlasiu i w Karpatach. Kończą się w początku maja. Koguty mogą zajmować terytoria zimowe wokół tokowisk już w grudniu. Penetracja ludzka w tym okresie (prowadzenie prac leśnych lub wjazd na skuterach śnieżnych i quadach) powoduje przepłaszanie ptaków i może w danym roku nawet całkowicie uniemożliwić rozród.

Kury zakładają gniazda zazwyczaj w niewielkim oddaleniu od tokowiska (200–500 m) na otwartej przestrzeni lub w mocno przereźdanym drzewostanie umożliwiającym ptakom obserwację otoczenia. Zwykle gniazdo jest ukryte w gęstych krzewinkach borówki, czasem częściowo osłonięte przez pojedynczy, niewielki świerk. Wysiadywanie trwa 24 dni do końca maja lub pierwszej połowy czerwca. Stadka rodzinne z pisklę-

tami są bardzo wrażliwe na płoszenie — konieczność ucieczki i szukania ukryć ogranicza czas żerowania, obniża kondycję piskląt oraz naraża na atak ze strony drapieżników. Ewentualne prace leśne w ostojach (obszarach występowania) głuszca należy wykonywać w okresie od 1 sierpnia do 31 grudnia.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

U głuszca brak jest podstaw do wyróżnienia oddzielnych siedlisk lęgowych i żerowiskowych. Zajmowany obszar wykorzystywany jest do toków, lęgów, żerowania i pierzenia. Preferowane siedliska na nizinach to stare, ponad 100-letnie bory bagienne i bory wilgotne, poprzątkane płatami borów świeżych o zwarcu przerywanym i umiarkowanym oraz udziale warstwy podszytu w granicach 10–20% pokrycia. Optymalna liczba drzew na 1 ha lasu zamyka się w przedziale od 500 do 1000, średnio ok. 700–800. Na powierzchni 300–500 ha biotopu drzewostany takie powinny pokrywać ok. 50% powierzchni. Ważny jest także udział niewielkich upraw (o maksymalnej powierzchni do 2 ha), młodników i drągów, sezonowo wykorzystywanych przez głuszcze. Wysokość runa nie powinna przekraczać 40 cm. Najważniejszym elementem runa jest obecność borówki czernicy oraz innych krzewinek wrzosowatych (borówka brusznicza, wrzos, żurawina, bagno zwyczajne, borówka bagienna), a w borach bagiennych — welnianki i turzycy. Za siedliska przydatne można uznać obszary oddalone o ponad 100 m od uczęszczanych dróg leśnych (tereny w odległości do 100 m od dróg są nieprzydatne ze względu na płoszenie ptaków) (Storch 2001, Brzeziecki i in. 2011).

W warunkach górskich głuszcze zasiedlają niemal wyłącznie stare, ponad 100-letnie górnoreglowe bory świerkowe o luźnym i przerywanym zwarcu (>60%). Na tokowiska wybierają płaskie partie stoku lub partie grzbietowe ze znacznie przerzedzonym drzewostanem. Ważnym elementem są karpy, pniaki lub leżące kłody wykorzystywane przez koguty w trakcie toku naziemnego. Urozmaicheniem mogą być powierzchnie torfowisk i śródlęsne młaki. Dyskwalifikującymi są rozległe zręby i inne jednorodne powierzchnie otwarte pozbawione kęp żywych lub martwych drzew (Żurek i Armatys 2011).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, wykorzystywane przez głuszcze:

- 9410 Acidofilne bory z jodłą,
- 9420 Górski bór modrzewiowo-limbowy,
- 91D0 Bory bagienne.

Na nizinach siedliska borów wilgotnych, bagiennych i świeżych, drzewostan w wieku powyżej 100 lat; udział sosny >80%, domieszka świerka, brzozy i osiki; zwarcie przerwane lub luźne; pokrycie podszytu do 20%; udział borówki czernicy ponad 40%, wysokość runa 20–30 cm, ponadto obecność drzew przestojowych, wykrotów, mrowisk, niewielkich powierzchni piaszczystych, żwiru kalcytowego na gastrolity, obecność zrębów i upraw do 2 ha.

W górach górnoreglowy bór świerkowy, drzewostan w wieku powyżej 100 lat, udział świerka >80%, domieszka buka, jodły, jarzębiny; zwarcie przerwane lub luźne; pokrycie podszytu do 20%; udział borówki czernicy ponad 40%, wysokość runa 20–30 cm, ponadto obecność drzew przestojowych, wykrotów, mrowisk, niewielkich powierzchni piaszczystych, żwiru kalcytowego na gastrolity, obecność zrębów i upraw do 2 ha.

Dla głuszca większe znaczenie niż skład gatunkowy i wiek drzewostanu ma jego struktura (Storch 2001).

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Na nizinach siedliskowy typ lasu: bór świeży, bór mieszany świeży, bór mieszany wilgotny i bór mieszany bagienny. Ponad 50% powierzchni płatu 300–500 ha zajmują drzewostany wieku 60–100 lat, udział drzewostanów ponad 100-letnich nie przekracza 10%. Skład gatunkowy: sosna <70%, brzoza, dąb, świerk i inne >30%; zwarcie umiarkowane, pokrycie podszytu 20–50%, udział borówki czernicy 10–40%, wysokość runa 40–60 cm, ponadto drzewa poziomo ugałęzione, mrowiska, odkryte niewielkie powierzchnie piaszczyste, żwir na gastrolity, obecność zrębów i upraw (do 3–4 ha).

W górach bór górski, ponad 50% powierzchni płatu wielkości 300–500 ha zajmują drzewostany wieku 60–100 lat, udział drzewostanów ponad 100-letnich nie przekracza 10%. Skład gatunkowy: świerk <70%; zwarcie umiarkowane lub luźne, pokrycie podszytu 20–30%, udział borówki czernicy do 40%, wysokość runa 40–60 cm, ponadto drzewa poziomo ugałęzione, mrowiska, odkryte niewielkie powierzchnie piaszczyste, żwir na gastrolity, obecność zrębów i upraw (do 3–4 ha).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Na niżej:

FV-1 (właściwy) — duże (powyżej 100 ha) płaty ponad 100-letnich prześwietlonych drzewostanów sosnowych z domieszką świerka, brzozy, osiki o zwarcu luźnym lub przerwanym, z podszytem 10–30%, na siedliskach boru bagiennego, boru wilgotnego, boru świeżego, z dobrze rozwiniętymi płatami borówek w runie (ponad 30%), runo o wysokości 20–30 cm, niewielkie powierzchnie ziemi mineralnej do kąpieli piaszczystej; drzewostany położone w odległości ponad 150 m od uczęszczanych dróg leśnych. Obecność niewielkich upraw, drzew przestojowych, drzewa przewróconych, mrowisk, odkrytych niewielkich powierzchni piaszczystych, żwiru „twardego” (kalcytowego) na gastrolity, obecność zrębów i upraw (do 2 ha).

FV-2 (umiarkowany) — płaty prześwietlonych drzewostanów sosnowych powyżej 100 lat o powierzchni 50–100 ha, zwarcu luźnym lub umiarkowanym na siedliskach boru bagiennego, boru wilgotnego, boru świeżego. Podszytu brak lub 30–50%, niewielki udział gatunków obcych, z płatami borówek w runie (10–30%), runo o wysokości poniżej 10 cm lub 40–60 cm, niewielkie powierzchnie ziemi mineralnej do kąpieli piaszczystej, drzewostany częściowo położone w odległości ponad 100 m od uczęszczanych dróg leśnych; co najmniej 100 ha drzewostanów sosnowych o podobnej strukturze w wieku 60–100 lat oraz obecność upraw o powierzchni 3–4 ha, drzew przestojowych, mrowisk, piachu na kąpieliska.

U1 (niezadawalający) — drzewostany sosnowe na siedliskach boru mieszanego świeżego, boru mieszanego wilgotnego z dominacją świerka, lasu mieszanego lub boru suchego, w wieku 30–60 lat, zwarcie pełne lub umiarkowane, udział borówek w runie poniżej 10%, wysokość runa 40–60 cm, runo zadarnione, obecność obcych gatunków drzew, brak żwiru i ziemi mineralnej, dominacja młodszych klas wieku.

U2 (zły) — drzewostany na siedliskach lasowych, olsu, drzewostany mieszane na siedliskach borowych w wieku 10–70 lat, zwarcie pełne lub umiarkowane, pokrycie podszytu powyżej 50%, udział borówek poniżej 10%, wysokość runa powyżej 70 cm, runo zadarnione, udział gatunków obcych, położenie koło dróg, brak żwiru i ziemi mineralnej, dominacja młodszych klas wieku.

W górach:

FV-1 (właściwy) — górnoregłowy bór świerkowy w wieku powyżej 100 lat; drzewostany o zwarcu luźnym, o powierzchni powyżej 100 ha; niepodlegające użytkowaniu gospodarczemu; położone w odległości ponad 100 m od uczęszczanych dróg leśnych.

FV-2 (umiarkowany) — górnoregłowy bór świerkowy w wieku powyżej 80 lat o odpowiedniej strukturze; drzewostany zwarte, o powierzchni 50–100 ha; podlegające ograniczonemu użytkowaniu gospodarczemu,

koniecznie z pozostawianiem „rozpierzaczy” i „przestojów”, drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci (łącznie stanowiących min. 15–25% mąszości dojrzałego drzewostanu); położone w odległości ponad 100 m od uczęszczanych dróg leśnych i szlaków.

U1 (niezadowolający) — las mieszany górski (lub górnoreglowy bór świerkowy) w wieku powyżej 60 lat; drzewostany o powierzchni 30–50 ha; podlegające ograniczonemu użytkowaniu gospodarczemu, z usuwaniem „rozpierzaczy” i „przestojów”, pozostawienie drzew martwych i zamierających oraz części drzew żywych do ich naturalnej śmierci (łącznie stanowiących do 15% mąszości dojrzałego drzewostanu); obszary z rozwiniętą infrastrukturą turystyczną grupującą w ciągu roku (szczególnie wczesną wiosną) dużą liczbę turystów.

U2 (zły) — drzewostany na siedliskach lasu górskiego, lasu mieszanego górskiego, górnoreglowego boru świerkowego w wieku do 60 lat o silnym zwarcu nieodpowiedniej strukturze; podlegające użytkowaniu gospodarczemu, zręby zupełne; rozległe powierzchnie zwartych młodników i drągowin; obszary z rozwiniętą infrastrukturą turystyczną grupującą dużą liczbę turystów w okresie zimowym (wyciągi i trasy narciarskie, tereny rajdów motorowych oraz obiekty imprez masowych).

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Najważniejsze zagrożenia:

- presja drapieżników (lis, kuna, jenot, dzik, kruk, jastrząb),
- przekształcenia siedlisk leśnych:
 - duże powierzchnie zrębów zupełnych,
 - praca przy użyciu maszyn typu „harvester”,
 - pozyskanie i zrywka drewna prowadzone przed 1 sierpnia,
 - obniżenie wieku rębności drzewostanów,
 - przebudowa drzewostanów sosnowych i świerkowych na drzewostany mieszane lub liściaste,
 - usuwanie drzew poziomo ugałęzionych,
 - wprowadzanie podszytów i drugiego piętra drzewostanów („dogęszczanie” struktury lasu) oraz wprowadzanie obcych gatunków drzew i krzewów,
 - eutrofizacja siedlisk leśnych,
 - grodzenie upraw siatką,
 - płoszenie ptaków (penetracja ostoi),
 - nielegalne poruszanie się pojazdami silnikowymi po terenach leśnych (skutery śnieżne, quady, motory, auta terenowe),
 - budowa infrastruktury narciarskiej (wycinka drzew pod wyciągi, trasy zjazdowe, stacje i pensjonaty),
 - budowa szerokich dróg leśnych,
 - presja turystyczna (narciarska i piesza),
- nadmierne udostępnianie lasu poprzez budowę dróg stokowych, szlaków zrywkowych, ścieżek pocho-
dowych,
- zbyt niska liczebność izolowanych populacji gatunku (utrata zmienności genetycznej) — degradacja i wymarcie populacji w ostojach z niską liczebnością.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- nadrzędnym celem gospodarki leśnej na terenach ostoi powinna być ochrona głuszca i jego siedlisk poprzez włączenie ostoi głuszca do gospodarstwa specjalnego w planie urządzenia lasu,
- wyznaczanie stref ochronnych wokół tokowisk,
- ochrona górnoreglowych borów świerkowych,
- ochrona płatów starych drzewostanów,
- wykorzystanie odnowienia naturalnego,
- utrzymywanie zwarcia przerywanego w drzewostanach,
- prześwietlanie drzewostanów w celu stymulacji rozwoju borówek,
- preferencja rębni złożonych: stopniowej oraz przerębowej,
- grodzenie upraw żerdziami,
- ochrona drzew przestojowych, pozostawianie w cięciach drzew poziomo ugałęzionych tzw. rozpieraczy,
- wprowadzanie kęp podszytów świerkowych w drzewostanach sosnowych bez podszytu do 25% powierzchni,
- utrzymywanie zwarcia podszytu w przedziale 20–40%,
- wysypywanie żwiru na gastrolity,
- odsłanianie niewielkich powierzchni (1 m^2) gleby mineralnej do kąpieli piaszczystej,
- redukcja liczebności ssaków drapieżnych,
- ograniczanie penetracji ostoi przez ludzi,
- zakaz budowy dróg w promieniu 1 km od tokowisk.

Dorota Zawadzka, Michał Ciach, Zbigniew Żurek

Literatura

- Bzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J., Burczyk W., Gawron L., Bielak K. 2011. Ocena preferencji środowiskowych głuszca *Tetrao urogallus* i możliwości ich uwzględnienia w realizacji zadań z hodowli lasu. Stud. Mat. CEPL, Rogów 13: 266–274.
- Bzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J. 2012. Quantification of ecological preferences of the Capercaillie *Tetrao urogallus* by means of the Habitat Suitability Index: A case study in the Augustów Forest. Pol. J. Ecol. 60: 233–242.
- Cichocki W., Głowacz M., Pawlikowski P., Zięba F. 2008. Rozmieszczenie i liczebność cietrzewia i głuszca w województwie małopolskim — stan na 2003 rok. W: Ochrona kuraków leśnych. Monografia pokonferencyjna. Janów Lubelski 16–18 października 2007 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 56–70.
- LTO (Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne) 2010. Raport z wykonania inwentaryzacji ornitologicznej dla PLB060005 Lasy Janowskie. GDOŚ, manuskrypt.
- Merta D., Kobielski J., Krzywiński A. 2011. Wstępne wyniki restytucji populacji głuszca *Tetrao urogallus* na terenie Nadleśnictwa Ruszów. Stud. Mat. CEPL, Rogów 13: 252–265.
- Piotrowska M. 2008. Historia badań nad liczebnością głuszca na Lubelszczyźnie. W: Ochrona kuraków leśnych. Monografia pokonferencyjna. Janów Lubelski 16–18 października 2007 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 11–24.
- Storch I. 1995. Annual home ranges and sparing patterns of capercaillie in central Europe. J. Wildl. Manage 59: 392–400.
- Storch I. 2001. *Tetrao urogallus* Capercaillie. BWP Update 3: 1–24.

- Wegge P., Larsen B. 1997. Spacing of adult and subadult male common capercaillie during the breeding season. *Auk* 104: 481–490.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2003. Głuszc. Monografie Przyrodnicze. Klub Przyrodników, Świebodzin.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Keller M. 2009. Głuszc *Tetrao urogallus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 302–311.
- Zawadzki J., Zawadzka D. 2012. Population decline of Capercaillies *Tetrao urogallus* in the Augustów Forest (NE Poland). *Acta Ornithol.* 47: 199–204.
- Żurek Z., Armatys P. 2011. Występowanie głuszca *Tetrao urogallus* w polskich Karpatach Zachodnich – wnioski z monitoringu w latach 2005–2010 oraz końcowa ocena liczebności karpackich subpopulacji głuszca i cietrzewia. *Stud. Mat. CEPL, Rogów* 13: 229–240.

Jarząbek *Tetrastes bonasia*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

W Polsce jarząbek występuje w rozległych kompleksach leśnych północno-wschodniej i południowo-wschodniej części kraju. Lokalnie może zasiedlać także niewielkie, izolowane lasy (np. na pogórzach, Kajtoch i in. 2012). Obszary najliczniejszego występowania to trzy oddzielające się od siebie regiony: północno-wschodni (Puszcze: Augustowska, Białowieska, Piska, Borecka i Knyszyńska oraz lasy Warmii i Mazur) i Polesie Lubelskie (Lasy Sobiborskie i Parczewskie), środkowy-wyżynny (Góry Świętokrzyskie, Roztocze, lokalnie Jura Krakowsko-Częstochowska) oraz południowy (całe Karpaty i lokalnie Podkarpacie oraz Sudety) (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bonczar 2004, 2007). Spotykany jest też w znacznym rozproszeniu na Pomorzu. Liczebność lęgowej populacji krajowej oszacować można na co najmniej 35 000 par (Bonczar 2004). Co najmniej 1% populacji krajowej występuje w następujących obszarach Natura 2000 bądź ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) (Wilk i in. 2010, poprawione): Puszcza Augustowska (1500–2500 par), Puszcza Knyszyńska (2100–2500 par), Puszcza Białowieska (1600–1800 par), Tatry (650–1300 par), Beskid Niski (400–450 par), Pogórze Przemyskie (300–400 par), Góry Słonne (500–700 par) i Bieszczady (500–800 par), a także Beskid Żywiecki (traktowany łącznie z Beskidem Wysokim) oraz Gorce, Beskid Wyspowy i Beskid Sądecki (uwzględniając całą powierzchnię tych gór, a nie jedynie obszary w granicach IBA). Ostatnio jarząbek wydaje się wykazywać tendencje do wzrostu liczebności i rekolonizacji opuszczonych obszarów (Bonczar 2009). Powszechne u tego gatunku są znaczne kilkuletnie fluktuacje liczebności, szczególnie na peryferiach zasięgu (Z. Bonczar — mat. niepubl.).



fol. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Jarząbek należy do gatunków o bardzo wyraźnie zaznaczonym terytorializmie (Bergman i in. 1966). Samce aktywnie bronią terytorium o wielkości 6–16 ha, a użytkują obszar nawet do 40–70 ha (Różycki i in. 2007, Fiedorowicz 2008). Obszar zajmowany przez stadko rodzinne powiększa się w stosunku do terytorium lęgowego o kilka hektarów i znajduje się w jego bezpośredniej bliskości. Arealy zimowe par są bardzo niewielkie (min. 2 ha) i znajdują się w pobliżu terytoriów lub na ich powierzchni (Bonczar 1992). Można przyjąć, że funkcjonalny obszar zasiedlany przez parę lęgową jarząbków w ciągu całego roku wynosi min. 30–70 ha odpowiedniego drzewostanu. W mozaice lasów i terenów otwartych minimalna całkowita powierzchnia lasu, który może być zasiedlany przez jarząbki to ok. 70 ha, przy czym ptaki preferują kompleksy większe od 400 ha. Jarząbek może się przemieszczać między drzewostanami oddzielonymi przez maksymalnie 300 m terenu otwartego, bądź połączonymi poprzez zadrzewiony korytarz międzyleśny (głównie doliny) o długości maksymalnie ok. 1 km (Kajtoch i in. 2012).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek osiadły. Młode samce w okresie rozpadu stadek rodzinnych (wrzesień, październik) wykazują tendencje do niewielkich migracji w obrębie kompleksów leśnych, choć stwierdzone są również przemieszczenia osobników przez obszary niezalesione (na ogół jednak połączone poprzez zadrzewione korytarze np. doliny; przez tereny całkowicie otwarte mogą migrować na dystansach 100–370 m) (np. Klaus i Sewitz 2000), sporadycznie do 1000 m (Montadert i Leonard 2006). Okres lęgowy rozciąga się od marca–kwietnia do czerwca bądź lipca–sierpnia w przypadku powtórnego zniesienia po stracie pierwszego lęgu (Bergman i in. 1966, Bonczar 1992). Terytorializm występuje także podczas jesiennych toków pozornych (wrzesień–listopad).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Jarząbki zasiedlają różnego typu drzewostany, głównie mieszane (grądowe z udziałem świerka i/lub sosny na niżu, bukowo-jodłowe i świerkowe z domieszką gatunków liściastych w górach). W przypadku litych drzewostanów liściastych (grądowych na niżu bądź bukowych w górach) konieczny jest udział gatunków iglastych w dolnym piętrze lasu (jako osłona), a w przypadku litych borów (świerkowych i jodłowych w górach i na wyżynach, sosnowych i świerkowych na niżu) konieczny jest udział gatunków liściastych w dolnym piętrze lasu (jako źródło pokarmu).

Warunkiem niezbędnym występowania jarząbka (zarówno w siedliskach optymalnych, jak i suboptymalnych) jest istnienie w obrębie terytorium wysokiego stopnia zróżnicowania (heterogenności) zarówno składu gatunkowego, jak i wieku drzewostanu dominującego (wielopiętrowość bądź mozaika płatów w różnym wieku), a także obecność bogatego podszytu (leszczyna, jarząbina, olsza, wierzba, osika jako baza pokarmowa, gatunki iglaste — głównie świerk bądź jodła jako osłona) i runa (Ericaceae i *Rubus* spp. jako baza pokarmowa). Jarząbki preferują ponadto zróżnicowane ukształtowanie terenu (np. obecność dolin — osłona), sąsiedztwo polan (borówczyska — baza pokarmowa, częste miejsca zaśnieżania), obecność leżaniny i wykrotów (schronienia, paprzyska) oraz występowanie kopców mrówek (paprzyska).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, wykorzystywane przez jarząbka:

- 9110 Kwaśne buczyny (oraz żyzna jedlina karpacka — zbiorowisko *Abies alba-Oxalis acetosella*),
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9410 Górskie bory świerkowe,
- 9420 Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 91P0 Jodłowy bór świętokrzyski.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W podgórskich i górskich lasach gospodarczych występuje w starszych partiach drzewostanów (np. starodrzew z licznymi lukami w drzewostanie porośniętym nowym pokoleniem drzew) i w mozaice płatów lasów o różnym wieku i składzie gatunkowym (np. dojrzały drzewostan w sąsiedztwie młodników), a także w lasach na początkowych etapach sukcesji (np. na terenach porolnych, nieużytkach, zarastających polanach — dotyczy głównie drzewostanów prywatnych) (Bonczar 1992, Kajtoch i in. 2011). W nizinnych lasach gospodarczych najliczniej występuje w drzewostanach sosnowo-świerkowo-brzozowych w wieku 11–40 lat (Różycki i in. 2007, Fiedorowicz 2008). Jarząbek występuje ponadto często w sąsiedztwie zrębów, upraw leśnych, polan, źródlisk i dolin śródleśnych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium w zwartym kompleksie leśnym (min. 400 ha) płat min. 20 ha różnowiekowego drzewostanu mieszanego (min. 40% miąższości gatunków iglastych) spośród typów siedlisk wymienionych w pkt 4, o naturalnej wysokiej heterogenności (podszyt i runo jak w pkt 4 o pokryciu min. 40% powierzchni), preferowana (fakultatywna) obecność w promieniu 100 m: borówczysk, źródlisk i/lub dolin potoków, zróżnicowanego ukształtowania powierzchni, a także (obligatoryjna) leżaniny i wykrotów.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium w pofragmentowanym kompleksie leśnym (min. 70 ha zwartego drzewostanu) płat min. 20 ha różnowiekowego drzewostanu mieszanego (min. 40% miąższości gatunków iglastych) spośród typów siedlisk wymienionych w pkt 4, o naturalnej wysokiej heterogenności (podszyt i runo jak w pkt 4 o pokryciu min. 40% powierzchni) bądź w zwartym kompleksie leśnym (min. 400 ha) użytkowanym gospodarczo min. 20% udział powierzchniowy dojrzałych (min. 80-letnich) drzewostanów mieszanych (w nich min. 40% udział miąższościowy gatunków iglastych) w sąsiedztwie zrębów lub młodników, preferowana (fakultatywna) obecność w promieniu 100 m (borówczysk), źródlisk lub dolin potoków, zróżnicowanego ukształtowania powierzchni, a także leżaniny i wykrotów.

U1 (niezadowalający) — małe pofragmentowane powierzchnie leśne (<70 ha), w których powierzchnia różnowiekowego drzewostanu mieszanego (jak w FV-2) wynosi 10–20 ha, bądź zwarte kompleksy leśne (>400 ha), intensywnie użytkowane bez wysokiej heterogenności drzewostanu dominującego, podszytu i runa (poniżej 40% powierzchni), brak w otoczeniu borówczysk, źródlisk lub dolin potoków, a także leżaniny i wykrotów.

U2 (zły) — lasy o powierzchni mniejszej niż 70 ha, w obrębie których powierzchnia różnowiekowego drzewostanu mieszanego (jak w FV-2) wynosi <10 ha, a także wszelkie monokultury leśne (także w rozległych drzewostanach; zarówno czyste iglaste, jak i liściaste) o dużym zwarciu z ubogim podszytem i runem, bez leżaniny i wykrotów, pozyskanie drewna na obszarach większych niż 100 ha.

Dla utrzymania 1% populacji (czyli ok. 350 terytoriów), zakładając wielkość terytorium całorocznego na 30–40 ha, konieczne jest zachowanie min. 10 500–14 000 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni siedlisk FV-2 bądź U1, jako rezerwowego obszaru występowania jarząbka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Do podstawowych zagrożeń zaliczyć należy ujednolicenie struktury gatunkowej i wiekowej drzewostanów. Dotyczy to również tendencji usuwania z lasu martwego drewna, w tym szczególnie leżaniny i wykrotów, których obecność zapewnia jarząbkom duże powierzchnie zróżnicowanie środowiska, przekładające się na sukces lęgowy. Pewnym zagrożeniem dla tego gatunku mogą być inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji kompleksów leśnych i izolacji płatów lasu (w szczególności starszych drzewostanów), np. poprzez budowę szerokich, utwardzanych dróg leśnych. Zagrożeniem może być również lokalnie gwałtowny rozwój infrastruktury turystycznej w obszarach górskich, związanej z narciarstwem i intensywną turystyką. Dla populacji (stanowisk) izolowanych zagrożeniem jest redukcja powierzchni i ciągłości zadrzewień międzyleśnych (głównie odlesianie dolin). Presja drapieżników rodzimych (takich jak jastrząb, lis i kuna leśna, lokalnie puszczyk uralski) jest trudna do oszacowania, zapewne niewpływająca znacząco na populacje o dużej liczbie osobników i zasiedlające rozległe kompleksy leśne, mogą natomiast wpływać negatywnie na małe, izolowane populacje. Istotny jest natomiast wpływ gatunków obcych, np. jenota oraz nadmiernie licznych populacji dzików, niszczących lęgi. Wpływ redukcji zmienności genetycznej może mieć negatywny wpływ jedynie w populacjach izolowanych. Negatywnie na sukces lęgowy wpływa prowadzenie prac leśnych (zręby, trzebieże) w trakcie sezonu lęgowego.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- prowadzenie gospodarki leśnej opartej o odnowienia odwzorowujące sukcesję naturalną, a także wyłączenie z gospodarczego użytkowania obszarów, gdzie licznie występują jarząbki, z których mogą rekolonizować drzewostany użytkowane gospodarczo,
- w obrębie terenów leśnych celowe zalesianie bądź pozwalanie na naturalny obsiew gatunków pionierskich takich jak leszczyna, brzoza, jarząbina, osika, wierzb (nie dotyczy gruntów nieleśnych, np. polan, łąk, torfowisk, wrzosowisk, gołoborzy itp.),
- utrzymywanie wielogatunkowego składu drzewostanów (ze zbliżonym udziałem gatunków liściastych i iglastych),
- w obszarach chronionych (parki narodowe, rezerваты) i w drzewostanach referencyjnych pozostawianie bez interwencji obszarów tzw. klęsk żywiołowych,
- utrzymywanie ciągłości przestrzennej lasu (bezpośredniej bądź poprzez zadrzewione korytarze),
- ograniczenia w pracach leśnych w trakcie sezonu lęgowego (1 maja – 30 czerwca, w górach do 15 lipca),
- obniżenie liczebności populacji dzika i łownych gatunków ssaków drapieżnych (głównie lisa), eliminacja obcych gatunków ssaków drapieżnych (np. jenot).

Wskazania negatywne:

- obecność monokultur o niskiej heterogenności podszytu i runa,
- wielkoobszarowe wylesienia pod infrastrukturę turystyczną i różnego rodzaju inwestycje (np. drogowe),
- zakładanie grodzonych upraw leśnych,
- prowadzenie prac pielęgnacyjnych, a szczególnie wyrębu w lesie w okresie toków i gniazdowania (1 maja–30 czerwca, w górach do 15 lipca),
- usuwanie gatunków drzew i krzewów stanowiących zimową bazę pokarmową dla jarząbka (min. wierzba, brzoza, olsza, leszczyna, jarzębina),
- fragmentacja lasów i przerywanie ciągłości korytarzy międzyleśnych (głównie odlesianie dolin).

Zbigniew Bonczar, Łukasz Kajtoch

Literatura

- Bergmann H., Klaus S., Müller F., Scherzinger W., Swenson J., Wiesner J. 1966. Die Hasselhühner. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 77. Magdeburg.
- Bonczar Z. 1992. Karpacka populacja jarząbka *Bonasa bonasia* (L., 1758) i możliwości oddziaływania na nią. Zesz. Nauk. AR Kraków. Rozpr. Habil., Kraków.
- Bonczar Z. 2004. *Bonasa bonasia* — jarząbek. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska. T.7 (część I), ss. 268–271.
- Bonczar Z. 2007. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 88–89.
- Bonczar Z. 2009. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią GIOŚ, Warszawa, ss. 287–291.
- Fiedorowicz K. 2008. Jarząbek w północnej części Puszczy Augustowskiej. W: Ochrona Kuraków Leśnych. Monografia pokonferencyjna. Janów Lubelski, 16–18 października 2007. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 78–90.
- Kajtoch Ł., Matysek M., Skucha P. 2011. Kuraki leśne Tetraoninae Beskidów Wyspowego i Średniego oraz przyległych pogórzy. Chrońmy Przyr. Ojcz. 67: 27–38.
- Kajtoch Ł., Żmihorski M., Bonczar Z. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration more important than quality. Eur. J. Forest Res.: w druku.
- Klaus S., Sewitz A. 2000. Ecology and conservation of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in the Bohemian Forest (Sumava, Czech Republic). Proceedings of the International Conference on Tetraonids — Tetraonids at the break of the millennium. Ceske Budejovice, Czech Republic, 24–26 March 2000: 138–146.
- Montadert M., Leonard P. 2006. Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in an expanding population of the south-eastern French Alps. Ibis 148: 1–13.
- Różycki A. Ł., Keller M., Buczek T. 2007. Wzrost liczebności i preferencje środowiskowe jarząbka *Bonasa bonasia* w Lasach Parzewskich. Not. Ornitol. 48: 151–162.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Jarzębatka *Sylvia nisoria*

1. Liczebność i status gatunku w Polsce

Jarzębatka występuje we wszystkich regionach Polski, jednak dotyczy to terenów położonych poniżej 500–600 m n.p.m. Powyżej tej granicy spotyka się ją rzadko. Jednak i na obszarach położonych niżej jej rozmieszczenie jest silnie nierównomierne (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kuźniak 2007). Szeroko rozpowszechniona i stosunkowo liczna jest zwłaszcza w południowej Wielkopolsce, centralnej części Dolnego Śląska, zachodniej części Pomorza Zachodniego, Podlasia i wschodniego Mazowsza. Wg Kuźniaka (2004) największe znane skupienia jarzębatki znajdują się w Kotlinie Biebrzańskiej, w dolinie górnej Narwi i w dolinie Obry, a inne skupienia znacznej wielkości zlokalizowano jeszcze w dolinie Środkowego Bugu, w kompleksie leśnym Kryśszczak koło Łukowa, w dolinie Pilicy, w ujściu Warty, Dolinie Dolnej Odry, nad Zalewem Kamieńskim i w Dolinie Środkowej Odry. Jednak na wielu obszarach Polski obecności jarzębatki nie stwierdzono lub stanowiska są bardzo nieliczne. Są to duże fragmenty Pomorza Środkowego, centralna część Wielkopolski, duża część Polski północno-wschodniej, Lubelszczyzny, Małopolski, Dolnego Śląska i ziemi lubuskiej (Kuźniak 2007). Wg Kuźniaka (2007) obserwowano ją na 1/3 obszaru Polski. Należy jednak zwrócić uwagę, że obszary nielicznego występowania częściowo pokrywają się z obszarami niedostatecznie rozpoznanymi w trakcie prowadzenia badań (Sikora i in. 2007). Warto także pamiętać, że w przypadku tego gatunku istnieje duże prawdopodobieństwo pomijania go przy dosyć pobieżnych badaniach typu „atlasu rozmieszczenia” lub nie odróżniania go od innych pokrzewek, zwłaszcza gajówki lub cierniówki, występujących w podobnym środowisku.



fot. G. Zawadzki

Ze względu na nierównomierne rozmieszczenie jarzębatki, ocena jej liczebności jest trudna, a wobec braku dostatecznie licznych danych — mocno niepewna. Tomiałojć i Stawarczyk (2003) określają jarzębatkę jako ogólnie nieliczną (1–10 p/100 km²), a lokalnie (np. w niektórych częściach Wielkopolski) — średnio liczną, czyli 10–100 par na 100 km² mozaiki siedlisk w krajobrazie. Ze względu na powyżej sygnalizowane kłopoty z wykrywaniem jarzębatki (np. krótki, a zatem łatwy do przeoczenia czas intensywnego śpiewania, A. Wuczyński — inf. ustna), jest możliwe, że jest ona dużo bardziej rozpowszechniona, a ocena jej liczebności — znacznie zaniżona. W związku z brakami w wiedzy, aktualna ocena liczebności jarzębatki w Polsce zawiera się w szerokim zakresie — od 20 000 do 50 000 par lęgowych (Sikora i in. 2007) bądź, zgodnie z danymi Sikory i in. (2012) w zakresie od 37 000 do 65 000 par.

Z powodu niedostatku danych, szerokiego rozpowszechnienia tego gatunku oraz braku precyzyjnej oceny jego liczebności w Polsce trudno wskazać ściśle zdefiniowane obszary, gdzie występuje ponad 1% krajowej populacji tego gatunku. Wg Kuźniaka (2004) w latach 90. ubiegłego wieku stosunkowo liczne populacje jarzębatki wykryto w kilku obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: w Dolinie Biebrzy (300–400 par), Dolinie Górnej Narwi (118–125 par), Dolinie Środkowego Bugu (powyżej 50 par), Lasach Łukowskich (55–75 par), Dolinie Pilicy (ok. 130 p.), Dolinie Dolnej Odry (ok. 50 p.), Ujściu Warty (80–100 p.), Jeziorach Pszczewskich i w Dolinie Obry (100–200 par). Biorąc za punkt odniesienia środek wyznaczonego dla Polski przedziału liczebności jarzębatki (20 000–50 000), czyli 35 000 par, jako obszary zasiedlane przez 1% lub więcej krajowej populacji można wskazać jedynie Dolinę Biebrzy. Warto tu jednak przytoczyć opinię Brauzego (2007) na temat dużego prawdopodobieństwa znacznego (około 10-krotnego) zaniżenia liczebności tego gatunku w OSO Dolina Dolnej Wisły. Może to oznaczać, że także na innych obszarach liczebność jest mocno zaniżona i wobec tego wymagałaby zweryfikowania.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Wg Glutza von Blotzheim i Bauera (1991) wielkość terytoriów jarzębatki jest zmienna — zależy od heterogeniczności biotopu oraz zagęszczenia populacji, a także od okresu fenologicznego. Ponieważ rewiry często rozciągają się w mozaice terenów otwartych i kęp krzewów, mają one różne wielkości (Neuschulz 1981), zapewne w zależności od powierzchniowego udziału odpowiednich zakrzewień. Np. w Wendland (Niemcy) na bogatym w zakrzaczenia nasypie kolejowym o powierzchni 2,7 ha (pow. zakrzaczeń — 1,87 ha) gnieździło się 5 par, czyli na każdą parę przypadało 0,37 ha krzewów. Nieco mniej zakrzewione terytoria w przedpolu wału Łąby w okresie zajmowania rewirów miały średnią wielkość 2,1 ha przy odchyleniu standardowym wynoszącym 1 ha, w czasie budowy gniazd — $1,1 \pm 0,3$ ha, a w okresie trwania lęgu — $1,1 \pm 0,5$ ha (Neuschulz 1981, 1983). Cambi (1979) w okolicy jeziora Garda stwierdził wielkość terytoriów od około 0,5 do 1 ha, a Gotzman (1965) — zaskakująco małe, bo od 0,15 do 0,3 ha. Schmidt (1981) określił średnią wielkość terytorium na 1,5 ha.

W literaturze polskiej rozpoznai na ten temat brak. Jedynie publikacja Gotzmana (1965) zawiera informacje o wielkości terytorium jarzębatki. Podane tam wartości są zaskakująco małe (zob. wyżej) i prawdopodobnie dotyczą zagęszczenia ekologicznego (w przeliczeniu na powierzchnię krzewów, a z pominięciem terenów otwartych). W badaniach prowadzonych w Polsce na większych powierzchniach badawczych, w których oceniano zagęszczenie tego gatunku, zwykle nie przekraczało ono 1 pary na km² (Dombrowski i in. 1998, Kuźniak 2000, Bednorz i Kupczyk 1995, Winięcki i in. 1997, Kalisiński i in. 1998, Hordowski 1998, Goławski i Dombrowski 2004, Chmielewski i in. 1998, Zając 1998, Wysocki i in. 1998, Kujawa 2000), a bardzo rzadko — wynosiło kilka par/km² (Dombrowski i in. 1998, Pugaczewicz 1997, Brauze 2007). Również na pięciu po-

wierzchniach badawczych o znacznej wielkości (25–60 km²) położonych w krajobrazie rolniczym na Dolnym Śląsku zagęszczenie jarzębatki wynosiło od 0,16 do 0,63 par/km², a tylko na jednej zagęszczenie było wyraźnie wyższe i wynosiło 1,42 p/km² (A. Wuczyński — mat. niepubl.). Brauze (2007) zauważa, że nieco wyższymi wartościami charakteryzowały się doliny rzeczne. W obszarze Natura 2000 Puszcza Notecka liczenia na 16 powierzchniach wykazały zagęszczenia od 0 do 1,5 p/km² (przeciętnie 0,44) (T. Mizera — inf. ustna).

Przypuszczalnie dane z powierzchni krajobrazowych nie są przydatne dla określenia wymogów jarzębatki co do wielkości terytorium. Najwyższe lokalne zagęszczenia zanotowano w następujących środowiskach:

- w azurowym drzewostanie sosnowym: 2,3 p/10 ha (Bednorz i in. 2000),
- na terenach ruderalnych w Lesznie: 2–3 p/10 ha (Kuźniak 2000),
- w młodnikach sosnowych: 1,9 p/10 ha (Grabiński i Stawarczyk 1986),
- w mozaice zrębów, młodników iglastych i łąk: 7,1 p/10 ha (Grabiński i Stawarczyk 1986),
- w silnie przekształconym łągu wierzbowo-topolowym w różnych stadiach sukcesji, z dominującą wierzbą i z ziołoroślami zajmującymi 7% powierzchni: 3,3 p/10 ha, (Brauze 2007),
- w mozaice środowisk złożonej z ziołorośli, wysokich topoli, murawy piaszczyskowej i dominujących zakrzewień i zadrzewień wierzbowo-topolowych i łąki kośnej: 3,0 p/10 ha (Brauze 2007),
- w wiklinowisku nadrzecznym wykorzystywanym dla pozyskania faszyny, z domieszką łąki kośnej, rzadkich trzcin i uprawy pszenicy: 3,2 p/10 ha (Brauze 2007).

Podsumowując dostępne dane, można przyjąć, że warunkiem koniecznym dla występowania jarzębatki jest obecność roślinności krzewiastej, przy czym jej ilość potrzebna dla jednej pary może być opisano dwójako:

- jeśli krzewy rosną liniowo, to łączna długość powinna wynosić około 150 m (z ewentualnymi lukami o łącznej długości 50 m) przy minimalnej szerokości równej 3–4 m,
- jeśli krzewy tworzą mozaikę wraz z terenami otwartymi, to ich łączna powierzchnia powinna wynosić 0,3–0,4 ha i skupiać się na powierzchni około 2 ha.

Biorąc pod uwagę przeciętną strukturę krajobrazu rolniczego w Polsce nizinnej i dane o liczebności jarzębatki na takich terenach, to należy założyć, że dla 50 par potrzeba (przyjmując zagęszczenie około 1 p/km² mozaiki terenów otwartych i zakrzewień) około 50 km² krajobrazu rolniczego lub około 3–4 km² preferowanego środowiska, w którym zagęszczenie wynosi 15 p/km², czyli w dolinach dużych rzek z silnie heterogeniczną strukturą roślinności. Ze względu na wyrывkowość danych dotyczących jarzębatki w innych środowiskach, takich jak obrzeża miast, młodniki, drzewostany sosnowe, uogólnianie ich na całą Polskę jest zbyt ryzykowne.

3. Wskazania fenologiczne

Jarzębatka jest na terenie Polski gatunkiem regularnie migrującym. Przylatuje na przełomie kwietnia i maja, a migracja jesienna trwa w sierpniu lub wrześniu, chociaż jarzębatki widuje się czasem nawet w październiku. Sezon lęgowy obejmuje okres od maja do lipca (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kuźniak i Goławski 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Wg Glutza von Blotzheim i Bauera (1991) jarzębatka zasiedla jedno- lub dwuwarstwowe małe zakrzewienia o zróżnicowanej, bogatej strukturze, składające się z warstwy ciernistych lub kolczastych krzewów,

tworzących główną warstwę o wysokości 2–4 m, oraz z przynajmniej punktowo wyształconej warstwy wyższych krzewów lub drzew o wysokości 5–10 m. Minimalną wymaganą długość takich zakrzewień określono na około 100 m, przy czym krzewy nie muszą stanowić ciągłej struktury, mogą być nieco rozproszone, tworząc układ liniowy lub inny. Gatunek wymaga ze wszystkich stron zamkniętego, działającego prawdopodobnie jako osłona, płaszcza z liści, dlatego preferowane są żywopłoty (przy czym wystarczająca szerokość to 3–6 m) z dobrze rozwiniętymi zbiorowiskami okrajkowymi z ziół, bylin i pnączy, towarzyszące drogom czy nasypom. Zasiedlane są także prześwietlone lasy z lukami w drzewostanie, strefy styku lasu z murawami ciepłolubnymi, łąkami lub torfowiskami, również wewnątrz dużych lasów, jeśli są one dostatecznie zakrzaczane. W cytowanym opracowaniu podkreśla się także przywiązanie jarzębki do ciepłych i suchych miejsc. Glutz von Blotzheim i Bauer (1991) jednocześnie zaznaczają, że nie sposób ściśle określić powiązań z konkretnymi zespołami roślinnymi. Wśród habitatów lęgowych wymieniają kserofilne skalne wrzosowiska i nawisy lessowe, ale także torfowiska i okresowo zalewane łęgi nadrzeczne z wysokim poziomem wód gruntowych. W przeciwieństwie do struktury habitatu, stopień naturalności roślinności nie odgrywa żadnej roli.

Kuźniak (2007) opisuje biotopy jarzębki w sposób następujący: liściaste zarośla wzdłuż dróg, nad małymi ciekami i zbiornikami wodnymi, zadrzewienia i zakrzewienia śródpolne ale i rosnące wśród łąk, na ugorach czy terenach ruderalnych, na nasypach i innych zboczach, iglaste młodniki, wikliniska w dolinach rzek oraz obrzeża lasów i miast, a także parki. W nieco wcześniejszym opracowaniu Kuźniak (2004) zauważa związek między występowaniem jarzębki a obecnością jeżyn i ogólniej — krzewów z kolcami. Jednak z pewnością obecność takich gatunków krzewów nie jest warunkiem koniecznym, skoro jarzębka występuje licznie także w łożowiskach. Brauze (2007) zauważa na obszarze, na których prowadził badania, wyraźną preferencję jarzębki w stosunku do doliny Wisły, gdzie występowała w zagęszczeniu znacznie wyższym (ok. 15 p/km²) niż na przylegających do niej terenach. Autor tłumaczy to obecnością mozaiki środowisk tworzonej przez zadrzewienia, zakrzewienia i tereny otwarte, a wobec tego dużego zagęszczenia ekotonów, które jarzębka zdaje się preferować. Tomiałojć i Stawarczyk (2003) podjęli próbę uogólnienia tego szerokiego wachlarza środowisk, pisząc, że jarzębka zasiedla formacje krzewiaste z pojedynczymi drzewami, zarówno na terenach podmokłych, jak i suchych, ale także w młodnikach liściasto-iglastych i drzewostanach sosnowych z bujną warstwą krzewów. Jednak na podstawie obserwacji z terenów rolniczych (A. Wuczyński, K. Kujawa, W. Grzesiak — mat. niepubl.) można stwierdzić, że obecność wysokich drzew nie jest jarzębatce niezbędnie potrzebna. Być może pomocne w zrozumieniu wymagań tego gatunku w okresie rozrodczym jest stwierdzenie Waldenströma i in. (2004), że środowiska, gdzie prowadzili badania i gdzie występowała jarzębka, reprezentują pośrednie etapy sukcesji pastwisk w kierunku lasów. Gdyby zastąpić „pastwiska” terminem „tereny otwarte”, to być może oddaje to specyfikę optymalnych środowisk, w których jarzębka odbywa lęgi w Polsce.

Zatem środowisko optymalne dla jarzębki zapewne zawiera się zapewne w szerokim wachlarzu środowisk reprezentujących w sukcesji stadia pośrednie między terenami otwartymi (zróżnicowanymi pod względem wilgotności) a lasami, przy czym konieczna jest obecność krzewów. Prowadzone do tej pory badania, choć nieliczne i fragmentaryczne, jednak sugerują, że dwa typy środowisk można wskazać jako potencjalnie najcenniejsze dla jarzębki: tereny rolnicze bogate w zakrzewienia lub zadrzewienia oraz terasy zalewowe w rozległych dolinach rzecznych.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, wykorzystywane przez jarzębatkę:

4030 Suche wrzosowiska,

6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,

- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą,
7120 Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji,
91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W przypadku jarzębatki nie można określić kluczowych czynników, które różnicowałyby tereny — ogólnie mówiąc — zakrzewione środowiska na optymalne i suboptymalne. Jako środowiska suboptymalne należy traktować inne rodzaje siedlisk, w których stwierdzano jarzębatkę. Są to skraje lasów i osiedli, parki, młodniki oraz drzewostany sosnowe (pod warunkiem jednak obecności krzewów w warstwie podszycia, a w szczególności płatów jeżyn).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

Obecnie nie jest możliwe precyzyjne i definitywne określenie kryteriów ich zachowania. Na podstawie zaprezentowanych tu danych kryteria stanu zachowania siedlisk można określić następująco:

FV-1 (właściwy) — w dolinach dużych rzek, na terenach zalewowych: mozaika trawiastych terenów otwartych oraz różnorodnych zakrzewień o zróżnicowanej wysokości i o udziale powierzchniowym nie mniejszym niż 20%, na terenach rolniczych: obszary z pasami lub kępami krzewów o zróżnicowanej wysokości i dużym udziale (najlepiej ponad 50%) gatunków kolczastych i zagęszczeniu pasów ponad 3 km/km²,

FV-2 (umiarkowany) — jak wyżej, ale w dolinach rzek udział zakrzewień wynoszący 10–20% lub struktura krzewów niezróżnicowana, także co do wysokości, a na terenach rolniczych zagęszczenie pasów zakrzewień wynoszące 2–3 km/km²,

U1 (niezadowolający) — struktura krzewów jednorodna, brak krzewów kolczastych, udział krzewów w dolinach rzecznych wynoszący 5–10%, a w krajobrazie rolniczym — zagęszczenie liniowych zakrzewień wynoszące 1–2 km/km². Zakrzewione skraje lasu,

U2 (zły) — struktura krzewów jednorodna, brak krzewów kolczastych, udział krzewów w dolinach rzecznych wynoszący <5%, a w krajobrazie rolniczym — zagęszczenie liniowych zakrzewień wynoszące <1 km/km². Do tej kategorii należy także zaliczyć także tereny leśne, niezakrzewione łąki, tereny zabudowane i inne środowiska pozbawione krzewów.

Uwaga: wymienione w punkcie 2 stosunkowo wysokie zagęszczenia jarzębatki w lasach (sosnowym — dojrzałym i młodniku) uznano za incydentalne i jako takie niezmieniające negatywnej oceny lasów jako środowiska lęgowego dla omawianego gatunku.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Dużym zagrożeniem dla populacji jarzębatki w Polsce jest każde działanie, które prowadzić będzie do likwidacji heterogeniczności siedliska. Dlatego jako niekorzystne ocenić należy zarówno likwidowanie krzewów i drzew (w tym — przydrożnych i przyciekowych), jak i zalesianie terenów, na których taka mozaika występuje. Niekorzystne będzie także dopuszczenie do sukcesji roślinności, której skutkiem jest rozwój lasu.

Można także sądzić, że w przypadku populacji bytującej na terenach rolniczych negatywny wpływ może mieć intensyfikacja stosowania pestycydów, ponieważ oddziaływać one mogą także na owady żyjące w zadrzewieniach czy zakrzewieniach, ograniczając w ten sposób bazę pokarmową jarzębatki.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- zachowanie mozaiki zakrzewień, zadrzewień i terenów rolniczych, zwłaszcza z krzewami kolczastymi,
- korzystna jest ochrona dolin dużych rzek na niżu oraz ochrona zboczy wysoczyzn przylegających do dolin, a także ochrona zarośli wiklinowych wzdłuż małych rzek i strumieni,
- tworzenie mozaiki zakrzewień i zadrzewień w miejscach, gdzie krajobraz jest monotony (brak zadrzewień i zakrzewień),
- prowadzenie umiarkowanie intensywnej gospodarki rolnej.

Wskazania negatywne:

- likwidacja zadrzewień i zakrzewień śródpolnych, w tym przydrożnych, przywodnych
- likwidacja otwartych rowów melioracyjnych wraz z ich roślinnością na rzecz drenażu
- wycinanie krzewów i drzew w dolinach rzecznych — np. w celu unikania zatorów i spiętrzania wody,
- zalesianie terenów otwartych i nieużytków,
- intensyfikacja produkcji rolnej.

Krzysztof Kujawa

Literatura

- Bednorz J., Kupczyk M., Winięcki A., Kuźniak S. 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Bednorz J., Kupczyk M. 1995. Ptaki doliny Noteci. Prace Zakładu Biologii i Ekologii Ptaków UAM w Poznaniu: 4.
- Brauze T. 2007. Liczebność i preferencje środowiskowe jarzębatki *Sylvia nisoria* na terasie zalewowej dolnej Wisły. Not. Ornitol. 48: 1–10.
- Chmielewski S., Tabor J., Tabor M., Tabor A. 1998. Ziemia Radomska i Kielecka. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradeł Polski. Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony. IUCN Poland, Warszawa, ss. 229–262.
- Dombrowski A., Kot H., Kasprzykowski Z., Kot C. 1998. Mazowsze. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradeł Polski. Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony. IUCN Poland, Warszawa 195–227.
- Glutz von Blotzheim U. N, Bauer K. 1991. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12/1. Passeriformes (3. Teil). Sylviidae. AULA — Verlag, Wiesbaden.
- Gołowski A., Dombrowski A. 2004. Awifauna lęgowa wybranych fragmentów krajobrazu rolniczego wschodniej Polski. Notatki Ornitol. 45: 44–49.
- Hordowski J. 1998. Atlas ptaków lęgowych gminy Żurawica (krajobraz rolniczy). Bad. orn. Ziemi Przem. 6: 7–90.
- Kaliński M., Wysocki D., Czeraszewicz R., Kalińska E. 1998. Pomorze Zachodnie. Łąki nad jeziorem Miedwie. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradeł Polski. Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony. IUCN Poland, Warszawa, ss. 229–262.
- Kujawa K. 2000. Awifauna Parku Krajobrazowego im. Gen. D. Chłapowskiego. W: Winięcki A. (red.). Ptaki parków krajobrazowych Wielkopolski. Wielkopolskie Prace Ornitol. 9: 89–121.
- Kuźniak S. 2000. *Sylvia nisoria* (Bechst., 1785) — jarzębatka. W: Bednorz J., Kupczyk M., Winięcki A., Kuźniak S. 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 437–438.
- Kuźniak S. 2007. Jarzębatka *Sylvia nisoria*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

- Kuźniak S., Goławski A. 2009. Jarzębatka *Sylvia nisoria*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 575–582.
- Kuźniak S. 2004. *Sylvia nisoria* (Bechst., 1785) — jarzębatka. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (cz. II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — poradnik metodyczny. Warszawa, t. 8, ss. 336–339.
- Neuschulz F. 1981. Brutbiologie einer Population der Sperbergrasmücke in Norddeutschland. J. Orn. 122: 231–257.
- Neuschulz F. 1983. Bruthabitat und Bestandsdichte der Sperbergrasmücke im Landkreis Lüchow-Dannenberg. Abh. naturwiss. Ver. Hamburg 25: 255–279.
- Neuschulz F. 1997. Barred Warbler *Sylvia nisoria*. W: Hagemeyer W. J. M., Blair M. J. (red.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and Abundance. T&AD Poyser, Londyn, ss. 592–593.
- Rhode Z., Neubauer G., Chylarecki P., Gromadzki M., Sikora A. 2007. Materiał i metody. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.
- Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP ProNatura, Wrocław.
- Waldenström J., Patrik Rhönnsd P. & Dennis Hasselquist D. 2004. Habitat preferences and population trends in the Barred Warbler *Sylvia nisoria* in the Ottenby area, southeast Sweden. Ornis Svecica 14: 107–116.
- Winięcki A., Grzybek J., Krupa A., Mielczarek S. 1997. Awifauna lęgowa doliny środkowej Warty — stan aktualny i kierunki zmian. Not. Ornitol. 87–120.
- Wysocki D., Czeraszewicz R., Kalisiński M. 1998. Pomorze Zachodnie. Struskie Bagna. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradeł Polski. Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony. IUCN Poland, Warszawa, ss. 22–29.
- Zając T. 1998. Małopolska. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradeł Polski. Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony. IUCN Poland, Warszawa, ss. 283–319.

Kania czarna *Milvus migrans*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Kania czarna występuje w Polsce głównie na zachodzie, północy i południowym zachodzie kraju. Najważniejsze obszary występowania gatunku to: Śląsk, Wielkopolska i Ziemia Lubuska, Pomorze Zachodnie, Warmia i Mazury, Suwalszczyzna. Według Komitetu Ochrony Orłów (dane niepubl.) aktualna liczebność wynosi 300–450 par lęgowych, natomiast wyniki monitoringu ptaków drapieżnych (MPD) wskazują, że jest to 450–1300 par (Neubauer i in. 2011). W końcu lat 90. XX w. na Śląsku gniazdowało 60–70 par, w Wielkopolsce i ziemi lubuskiej 110–120 par, na Pomorzu Zachodnim 30–40 par, na Pomorzu Środkowym 25–35 par, na Warmii i Mazurach 45–60 par, w Małopolsce 10–20 par (Adamski 1999, 2007, Adamski i Lontkowski 2003, Wójciak 2005). W końcu lat 90. XX w. liczebność kani czarnej w Polsce była szacowana na 300–400 par (Adamski 1999, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Aktualnie do najcenniejszych krajowych ostoi kani czarnej należą obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Dolina Środkowej Odry (24–26 par), Puszcza Notecka (25–28 par), Puszcza Piska (12–14 par), Puszcza Augustowska (6–10 par), Bory Dolnośląskie (7–10 par) i Dolina Dolnej Odry (7–9 par) (Wilk i in. 2010, zmienione). Ponadto, co najmniej 1% krajowej populacji, czyli przynajmniej 2–3 pary, gniazduje w obszarach Natura 2000: Ostoja Świdwie, Puszcza Wkrzańska, Ostoja Cedyńska, Ostoja Witnicko-Dębnicka, Ostoja Ińska, Lasy Puszczy nad Drawą, Puszcza nad Gwdą, Bory Tucholskie, Lasy Iławskie, Dolina Pasłęki, Jezioro Dobskie, Puszcza Napiwodzko-Ramucka, Ujście Warty, Dolina Dolnej Noteci, Jeziora Pszczewskie i Dolina Obry, Ostoja Rogalińska, Łęgi Odrzańskie, Grądy Odrzańskie, Dolina Baryczy oraz Rostotce (Wilk i in. 2010, uaktualnione).



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polęgowym

Kania czarna gniazduje w lasach, rzadziej zadrzewieniach, wyjątkowo na pojedynczych drzewach lub słupach energetycznych nad brzegami wód śródlądowych (rzek, jezior, zbiorników retencyjnych, stawów). Poluje na obszarach otwartych, przede wszystkim nad wodami, ale także na polach, wysypiskach śmieci, brzegach osad i dróg.

Rewiry łowieckie mają zróżnicowaną wielkość, w Wigierskim Parku Narodowym, oceniane na podstawie obserwacji polujących ptaków, wynosiły 20 km², a ptaki żerowały w promieniu do 4 km od gniazda (Zawadzka 2006). Centrum aktywności obejmuje zazwyczaj powierzchnię kilku km². Odległość między najbliższymi gniazdami wynosi co najmniej kilkaset metrów (Lontkowski 2009). W Polsce najwyższe zagęszczenie kani czarnej stwierdzono na Pojezierzu Międzychodzko-Sierakowskim, od 6 do 8,2 p/100 km² (Maciorowski i in. 2000). W całej Puszczy Noteckiej stwierdzono 1,4–1,8 p/100 km² (Bednorz 2000, Maciorowski i in. 2000). W Wigierskim Parku Narodowym zagęszczenie wynosiło 1,3 p/100 km² (Zawadzka 2006), a w całej Puszczy Augustowskiej 0,8 p/100 km² (Zawadzka i in. 2009). W dolinie Odry, na odcinku 230 km od Brzegu do Nowej Soli, zagęszczenie wynosiło od 0,7 do 1,2 p/10 km biegu rzeki (Adamski 2007), od Bytomia Odrzańskiego do ujścia Nysy Łużyckiej — 0,9–1,2 p/10 km rzeki (Czechowski i in. 2002), a na 30 km pomiędzy Malczycami a Ścinawą nawet 2,7–4 p/10 km (Adamski i Lontkowski 2003).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Pierwsze osobniki przylatują w trzeciej dekadzie marca, wyjątkowo wcześniej. Przylot pierwszych ptaków na Mazurach dawniej przypadał na 11.04 lub 17.04. Kilukrotnie stwierdzano obecność zimujących kań czarnych podczas łagodnych zim (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Rozpoczynanie lęgów jest rozciągnięte w czasie, zaczyna się w końcu kwietnia na zachodzie, a od początku do końca maja na północy kraju. Wysiadywanie trwa zazwyczaj 32 dni (Mebs i Schmidt 2006). Młode przebywają w gnieździe 43–49 dni (Mebs i Schmidt 2006). Wylot z gniazda następuje od połowy do końca lipca. Przez następny miesiąc rodzina przebywa w rewirze lęgowym.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Kania czarna gniazduje w starych, ponad 80-letnich drzewostanach, zazwyczaj starszych niż 100 lat, zawsze w pobliżu zbiornika wodnego lub brzegu lasu. W Puszczy Augustowskiej gniazda kani były lokalizowane w drzewostanach w wieku 120–160 lat, wyłącznie na sosnach. Gatunek gnieździ się we wszystkich typach siedlisk, od borów po grądy, olsy i łęgi nadrzeczne. Najczęściej gniazda zakłada na sosnach, dębach, olszach lub topolach, jednak nie stwierdzono preferencji wobec konkretnych gatunków drzew. Często wykorzystuje gniazda kruka znajdujące się na sosnach przy brzegu drzewostanu. Gniazda kani czarnej znajdują się przeciętnie w odległości 50–100 m od skraju lasu, bywają również umieszczane na drzewach rosnących na samym brzegu lasu nad wodą lub polem, a wyjątkowo na pojedynczych drzewach lub słupach energetycznych (w gniazdach po kruku) na terenach otwartych. Kania czarna nie ma specjalnych wymagań pod względem powierzchni starego drzewostanu gniazdowego, przy odpowiednim żerowisku mogą jej wystarczyć wąskie (50–100 m) pasy starodrzewów wzdłuż brzegu rzeki lub jeziora. Wykorzystuje rewir lęgowy przez wiele lat, ale w jego obrębie często (niemal co roku) zmienia miejsce lęgu. Wyjątkowo gniazduje na samotnych drzewach (przestojach). Kolejne gniazda umieszczone są zazwyczaj w niewielkiej odległości (do kilkuset metrów) od siebie (Adamski i Lontkowski 2003). Ważnym elementem siedliska lęgowego są gniazda kruka.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować kania czarna:

- 91E0 Lasy nadrzeczne z olszą czarną i jesionem wyniosłym,
- 91F0 Nadrzeczne lasy mieszane z dębem, wiązami i jesionem,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Lasy grądowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Drzewostany o różnym składzie gatunkowym młodsze niż 80 lat w pobliżu (do 1 km) żerowisk (rzek, zbiorników wodnych lub wysypisk śmieci), pojedyncze drzewa lub krzaczki gniazda na słupach w terenie otwartym w pobliżu żerowisk.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium drzewostan sosnowy, mieszany lub liściasty o powierzchni 50–100 ha i szerokości co najmniej 100 m, w wieku powyżej 100 lat, graniczący ze zbiornikiem wodnym bogatym w ryby i ptaki wodne, z półwyspami i wyspami na jeziorach, lub zakolami rzeki, w których kania chętnie lokuje gniazda. Teren o niskim stopniu penetracji przez ludzi (brak użytkowania rekreacyjnego, turystycznego i gospodarczego lub jest ono niewielkie).

FV-2 (umiarkowany) — (1) przypadający na 1 terytorium drzewostan sosnowy, mieszany lub liściasty o powierzchni 20–50 ha i szerokości poniżej 100 m, w wieku 80–100 lat, położony w odległości do 500 m od zbiornika wodnego, obszar o umiarkowanym stopniu użytkowania rekreacyjnego, turystycznego lub gospodarczego, (2) zadrzewienie o wielkości do 20 ha z udziałem drzew powyżej 80 lat w sąsiedztwie zbiorników wodnych lub żerowisk antropogenicznych.

U1 (niezadowolający) — drzewostany młodsze niż 70 lat, w pobliżu zbiorników wodnych intensywnie użytkowanych rekreacyjnie, turystycznie lub gospodarczo.

U2 (zły) — tereny leśne bez zbiorników wodnych i żerowisk antropogenicznych.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (2–3 pary) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych dla FV-1, w terytorium łęgowym konieczne jest zachowanie min. 3 obszarów drzewostanów w wieku powyżej 100 lat nad wodami, o powierzchni 50–100 ha każdy.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Kania czarnej zagrażają prace leśne (zręby, trzebieże) prowadzone w sezonie łęgowym w pobliżu gniazda oraz eliminacja starych drzewostanów nad brzegami wód jako czynnych i potencjalnych miejsc łęgowych. Mimo że kania czarna podlega ochronie strefowej, w strefach znajduje się nie więcej niż ok. 40% czynnych gniazd, ze względu na częstą zmianę miejsca gniazdowania przez ptaki oraz stosunkowo słabe rozpoznanie lokalizacji rewirów w skali kraju. Drugim rodzajem zagrożeń jest wzrastająca aktywność człowieka na obszarach żerowania gatunku. Sporty motorowodne, żeglarstwo, kajakarstwo, wędkarstwo i inne rodzaje wypoczynku w plenerze mają negatywny wpływ na kanię czarną, uniemożliwiając zdobywanie pokarmu i obniżając udatność łęgów. Zdarzają się przypadki biwakowania i palenia ognisk w bezpośrednim sąsiedztwie gniazd kania czarnej nad samą wodą. Do niekorzystnych procesów należą zabudowa lotniskowa oraz całoroczna (mieszkal-

na) brzegów jezior oraz inne przekształcenia brzegów wód. Zagrożenie mogą stanowić także elektrownie wiatrowe lokalizowane w odległości mniejszej niż 6 km od gniazda (Langgemach i Meyburg 2011).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- tworzenie stref ochronnych wokół stanowisk lęgowych kani czarnej,
- utrzymywanie stref przez okres co najmniej 3 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- ochrona gniazd kruka,
- ochrona pasów starych drzewostanów nad brzegami wód,
- ograniczenia w prowadzeniu prac leśnych pomiędzy 20 kwietnia a 15 lipca,
- ograniczenia presji turystycznej, wypoczynkowej i wędkarskiej na zbiornikach wodnych na obszarach występowania kani czarnej,
- zakaz przekształcania i zabudowy brzegów zbiorników wodnych w promieniu do 100 m od linii brzegowej na obszarach występowania kani czarnej,
- rezygnacja z lokalizacji elektrowni wiatrowych w promieniu do 5 km od gniazda kani czarnej.

Dorota Zawadzka

Literatura:

Adamski A., Lontkowski J., Maciorowski G., Mizera T., Rodziejewicz M., Stawarczyk T., Wacławek K. 1999. Rozmieszczenie i liczebność rzadszych gatunków ptaków drapieżnych w Polsce w końcu 20. wieku. *Not. Ornitol.* 40: 1–22.

Adamski A. 2007. Kania czarna *Milvus migrans*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 132–133.

Adamski A., Lontkowski J. 2003. Kania czarna. Komitet Ochrony Orłów, Olsztyn, ss. 1–16.

Bednorz J. 2000. *Milvus migrans* (Bodd., 1783) — kania czarna. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiński A. Ptaki Wielkopolski. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 133–136.

Czechowski P., Rubacha S., Wąsicki A., Bocheński M., Jędro G., Kajzer Z., Sidelnik M. 2002. Awifauna lęgowa środkowego odcinka Odry. *Not. Ornitol.* 43: 163–176.

Maciorowski G., Mizera T., Ilków M., Statuch T., Kujawa D. 2000. Awifauna Sierakowskiego Parku Krajobrazowego. W: Winiński A. (red.). Ptaki parków krajobrazowych Wielkopolski. Wielkopolskie Prace Ornitol. 9: 39–67.

Mebs T., Schmidt D. 2006. Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Franckh-Kosmos, Stuttgart.

Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cienian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. *Biul. Monit. Przyr.* 8: 1–40.

Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. *Berichte zum Vogelschutz* 47/48: 167–181.

Lontkowski J. 2009. Kania czarna *Milvus migrans*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cienian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ss. 177–183.

Snow D. W., Perrins C. M. 1998. The birds of Western Palearctic, Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.

- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wójciak J. 2005. Kania czarna *Milvus migrans* (Bodd., 1783). W: Wójciak J., Biadun W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, ss. 86–87.
- Zawadzka D. 2006. Liczebność, ekologia żerowania i rozrodu zespołu ptaków drapieżnych w Wigierskim Parku Narodowym w latach 1989–1998. Stud. Mat. CEPL, Rogów 12: 155–187.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Ptaki szponiaste Puszczy Augustowskiej. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 86–94.

Kania ruda *Milvus milvus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Kania ruda występuje w Polsce głównie na zachodzie i północy kraju. Aktualna liczebność szacowana jest na 1000–1500 (Neubauer i in. 2011) lub ok. 1000 par lęgowych (Komitet Ochrony Orłów, mat. niepubl.). Kania ruda najliczniej występuje na Pomorzu Zachodnim (300–320 par), w Wielkopolsce i na ziemi lubuskiej (180–200 par), na Dolnym Śląsku (ok. 100 par), na Pomorzu Środkowym (40–60 par) oraz na Warmii i Mazurach (40–50 par) (Adamski i Kalisiński 2007). Pojedyncze, izolowane stanowiska znajdują się w pozostałych rejonach kraju. Kania ruda w ostatnich latach wykazuje trend wzrostowy (Adamski i Kalisiński 2007), choć lokalnie gatunek wykazuje spadki liczebności, np. w Puszczy Augustowskiej (D. Zawadzka — mat. niepubl.). W ostatnich latach XX w. liczebność kani wzrosła do 600–700 par. Wzrostowi liczebności tylko w niewielkim stopniu towarzyszył proces kolonizacji nowych obszarów (Adamski i in. 1999, Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

Co najmniej 1% krajowej populacji (10 par) gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Puszcza Wkrzańska, Dolina Dolnej Odry, Puszcza Goleniowska, Ostoja Witnicko-Dębniańska, Ostoja Ińska, Ostoja Drawska, Lasy Puszczy nad Drawą, Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Dolina Środkowej Odry, Bory Dolnośląskie, Dolina Baryczy (Wilk i in. 2010, uaktualnione).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/polęgowym

Kania ruda występuje na obszarach o urozmaiconym krajobrazie, w skład którego wchodzi lasy, rzeki, stawy lub jeziora, tereny otwarte, głównie łąki i pola. Gniazduje w większych kompleksach leśnych, w pobliżu brzegów lasu lub śródleśnych polan, często w sąsiedztwie zbiorników wodnych, najliczniej w dolinach dużych rzek i na pojezierzach. Kania ruda poluje na obszarach otwartych, przede wszystkim nad wodami, ale



fot. Ł. Kajtoch

także na polach, wysypiskach śmieci, brzegach osad, nad szosami. Rewiry łowieckie mają zróżnicowaną wielkość, od kilku do 20 km². W Wigierskim Parku Narodowym wielkość rewiru wynosiła 20 km² (Zawadzka 2006). Kania ruda zazwyczaj żeruje w promieniu do 2–3 km od gniazda, wyjątkowo do 6 km, a nawet 15 km (Cramp i Simmons 1980, Adamski 1994). W dolinie Odry najmniejsza odległość pomiędzy dwoma zajęętymi gniazdami wynosiła 1,7 km (Adamski 2004), w Wigierskim Parku Narodowym od 4,7 do 8,5, średnio 5,7 km (Zawadzka 2006). Najwyższe zagęszczenie kani rudej stwierdzono na Pomorzu Zachodnim, w Puszczy Wkrzańskiej — 11,7–12,5 p/100 km² oraz w Puszczy Goleniowskiej 5,9–8,2 p/100 km² (Adamski i Kalisiński 2003), a także w Sierakowskim Parku Krajobrazowym — 4,9 p/100 km² (Maciorowski i in. 2000). Wysokie zagęszczenie notowano lokalnie na Śląsku, gdzie na Odrze pomiędzy Malczycami a Ścinawą wynosiło ono 1,7–2 p/10 km biegu rzeki (Adamski i Kalisiński 2003). Na zachodzie kraju zagęszczenia nie przekraczały na ogół 0,5 p/10 km biegu rzeki (Adamski i Kalisiński 2007). W Wigierskim Parku Narodowym zagęszczenie wynosiło 2,7 p/100 km² (Zawadzka 2006), a w całej Puszczy Augustowskiej 0,8 p/100 km² (Zawadzka i in. 2009).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Pierwsze osobniki przylatują na w początku marca, wyjątkowo w lutym. Spora-dycznie pojedyncze ptaki zimują podczas łagodniejszych zim (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Rozpoczynanie lęgów ma miejsce w marcu, na północnym wschodzie w kwietniu. Składanie jaj rozpoczyna się w początkach kwietnia, ze szczytem w drugiej połowie miesiąca (Lontkowski 2009). Wysiadywanie trwa 33–38 dni, a młode przebywają w gnieździe ok. 45 dni (Cramp i Simmons 1980). Wylot z gniazda następuje w czerwcu, a na północnym wschodzie w początku lipca. Przez następny miesiąc rodzina przebywa w rewirze lęgowym. Odlot trwa do końca sierpnia do października.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Kania ruda gnieździ się we wszystkich typach siedlisk, od borów po grądy, olsy i łęgi nadrzeczne. Wiek i skład gatunkowy drzewostanu gniazdowego jest mniej istotny od obecności mozaiki siedlisk na terenie otwartym, gdzie żeruje. W zachodniej Polsce kania ruda preferuje doliny rzeczne, oraz tereny pojezierzy, w północnej zalesione obszary pojezierzy, często gniazdując na zalesionych wyspach lub półwyspach. Lokalnie gatunek może także gniazdować w krajobrazie rolniczym, z dala od zbiorników wodnych, pod warunkiem dostępu do atrakcyjnych źerowisk, np. wysypisk śmieci, odpadów z rzeźni, resztek z ferm hodowlanych. Kania ruda gniazduje zazwyczaj w ponad 80-letnich drzewostanach, w sąsiedztwie zbiornika wodnego, zawsze blisko brzegu lasu. W Wigierskim PN gniazda były zlokalizowane w drzewostanach 50–120-letnich, przeciętnie w odległości 250 m od brzegu lasu (Zawadzka 2006). W dolinie Odry 70% gniazd było zlokalizowanych nie dalej niż 50 m od skraju drzewostanu. Rewiry lęgowe zajmowane były w kompleksach leśnych o długości co najmniej 0,7 km, zazwyczaj jednak dłuższych niż 3 km (Adamski 1994).

W Polsce spośród 370 gniazd 70% było umieszczonych na sosnach, 11% na dębach, 5% na bukach i 3% na olchach. Średnia wysokość umieszczenia gniazda to 21 m nad ziemią, przeciętnie 6,5 m poniżej wierzchołka drzewa (KOO — mat. niepubl., Lontkowski 2009). Kania ruda często zajmuje gniazda kruka lub myszołowa, może też gniazdować w czaplinach. W rewirze ptaki wykorzystują 1–5 gniazd i często zmieniają miejsce lęgu. W dolinie Odry 71% lęgów odbywało się w innych gniazdach niż ubiegłoroczne (Adamski 1994).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować kania ruda:

- 91E0 Lasy nadrzeczne z olszą czarną i jesionem wyniosłym,
91F0 Nadrzeczne lasy mieszane z dębem, wiązami i jesionem,
9160 Grąd subatlantycki *Stellario-Carpinetum*,
9170 Lasy grądowe *Galio-Carpinetum*.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Drzewostany o różnym składzie gatunkowym młodsze niż 80 lat w pobliżu żerowisk (rzek, zbiorników wodnych, lub wysypisk śmieci), zadrzewienia w terenie otwartym w pobliżu żerowisk.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium drzewostan sosnowy, mieszany lub liściasty o powierzchni >20 ha i szerokości co najmniej 150 m, w wieku powyżej 100 lat, graniczący ze zbiornikiem wodnym bogatym w ryby i ptaki wodne, z półwyspami i wyspami na jeziorach, lub zakolami rzeki, w których kania chętnie lokuje gniazda. Teren o niskim stopniu penetracji przez ludzi (brak użytkowania rekreacyjnego, turystycznego i gospodarczego lub jest ono niewielkie).

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium drzewostan sosnowy, mieszany lub liściasty o powierzchni 10–20 ha i szerokości 100–150 m, w wieku 80–100 lat, położony w odległości do 500 m od zbiornika wodnego, obszar o umiarkowanym stopniu użytkowania rekreacyjnego, turystycznego lub gospodarczego. lub

zadrzewienie wielkości do 10 ha z udziałem drzew powyżej 80 lat w sąsiedztwie zbiorników wodnych lub żerowisk antropogenicznych (wysypiska śmieci, ubojnie, ферmy hodowlane).

U1 (niezadowalający) — drzewostany młodsze niż 70 lat, w pobliżu zbiorników wodnych intensywnie użytkowanych rekreacyjnie, turystycznie lub gospodarczo.

U2 (zły) — tereny leśne pozbawione sąsiedztwa zbiorników wodnych i żerowisk antropogenicznych.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (10 par) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w punkcie FV-1 konieczne jest zachowanie nad brzegami wód minimum 10 pławów drzewostanów powyżej 100 lat o powierzchni ponad 20 ha każdy.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Kani rudej zagrażają prace leśne (zręby, trzebieże) prowadzone w sezonie lęgowym w pobliżu gniazda oraz eliminacja starych drzewostanów nad brzegami wód jako czynnych i potencjalnych miejsc lęgowych. Mimo że kania ruda podlega ochronie strefowej, w strefach znajduje się nie więcej niż ok. 40% czynnych gniazd, ze względu na częstą zmianę miejsca gniazdowania przez ptaki oraz słabe rozpoznanie lokalizacji rewirów w skali kraju. Drugim rodzajem zagrożeń jest wzrastająca aktywność człowieka na obszarach żerowania gatunku. Sporty motorowodne, żeglarstwo, kajakarstwo, wędkarstwo i inne rodzaje wypoczynku w plenerze mają negatywny wpływ na kanię rudą, uniemożliwiając zdobywanie pokarmu i obniżając udatność lęgów. Możliwe są przypadki biwakowania i palenia ognisk nad samą wodą, w bezpośrednim sąsiedztwie gniazd kani rudej. Do niekorzystnych procesów należą letniskowa oraz całoroczna zabudowa brzegów jezior oraz inne przekształcenia brzegów wód. Zagrożenie mogą stanowić elektrownie wiatrowe w odległości poniżej 6 km (Langgemach i Meyburg 2011).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- tworzenie stref ochronnych wokół stanowisk lęgowych kani rudej,
- utrzymywanie stref przez okres co najmniej 3 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- zachowanie gniazd kruka,
- ochrona pasów starych drzewostanów nad brzegami wód,
- ograniczenia w prowadzeniu prac leśnych pomiędzy 10 kwietnia a 1 lipca w rejonie potencjalnych rewirów lęgowych,
- ograniczenia presji turystycznej, wypoczynkowej i wędkarskiej na zbiornikach wodnych na obszarach występowania kani rudej,
- zakaz przekształcania i zabudowy brzegów zbiorników wodnych na obszarach występowania kani rudej,
- rezygnacja z lokalizowania elektrowni wiatrowych w odległości do 3 km od stanowisk lęgowych i unikanie lokalizowania w odległości do 6 km od gniazd kani rudej.

Dorota Zawadzka

Literatura

- Adamski A. 1994. Ekologia rozrodu kani rdzawej *Milvus milvus* w dolinie środkowej Odry. Ptaki Śląska 10: 19–36.
- Adamski A. 2004. Kania ruda *Milvus milvus*. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa T. 8 (cz. II), ss. 212–216.
- Adamski A., Lontkowski J., Maciorowski G., Mizera T., Rodziejcz M., Stawarczyk T., Wacławek K. 1999. Rozmieszczenie i liczebność rzadszych gatunków ptaków drapieżnych w Polsce w końcu 20. wieku. Not. Ornitol. 40: 1–22.
- Adamski A., Kalisiński M. 2003. Kania ruda. Komitet Ochrony Orłów, Olsztyn. ss. 1–16.
- Adamski A., Kalisiński M. 2007. Kania ruda *Milvus milvus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań. ss. 134–135.
- Cram P., Simmons K. 1980. The Birds of the Western Palearctic. T. 2. Oxford Univ. Press, Oxford. pp. 36–45.
- Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167–181.
- Lontkowski J. 2009. Kania ruda *Milvus milvus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. ss. 184–191.
- Maciorowski G., Mizera T., Ilków M., Statuch T., Kujawa D. 2000. Awifauna Sierakowskiego Parku Krajobrazowego. W: Winiecki A. (red.). Ptaki parków krajobrazowych Wielkopolski. Wielkopolskie Prace Ornitologiczne 9: 39–67.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biul. Monit. Przyr. 8: 1–40.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilcz T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D. 2006. Liczebność, ekologia żerowania i rozrodu zespołu ptaków drapieżnych w Wigierskim Parku Narodowym w latach 1989–1998. Stud. Mat. CEPL, Rogów 12: 155–187.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Ptaki szponiaste Puszczy Augustowskiej. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 86–94.

Kraska *Coracias garrulus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Kraska zasiedlała niegdyś cały obszar niżowej części Polski (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Sytuacja populacji krajowej gatunku, mimo podejmowania różnych działań z zakresu ochrony czynnej, osiągnęła poziom krytyczny. Spadek liczebności kraski w wielu regionach kraju został dość dobrze udokumentowany (Witkowski 1984, Lewartowski 1986, Sosnowski i Chmielewski 1997, Dmoch i Dombrowski 1998, Piotrowska i Marczakowski 1998, Pugaczewicz 1998, Wójcik 1998, Grzybek i in. 2009). Obecnie jest w Polsce gatunkiem wymierającym. W roku 2012 występowała w Polsce w trzech izolowanych rejonach we wschodniej części kraju. Były to: Równina Kurpiowska, Wysoczyzna Białostocka oraz Kotlina Sandomierska. Łącznie cała populacja krajowa liczyła 25–27 par lęgowych. Na terenie Równiny Kurpiowskiej gniazdowały 21–23 pary (nieco ponad 85% populacji krajowej; A. Górski, Syguła, M. Trzeciński — mat. niepubl.), w Kotlinie Sandomierskiej 3 pary (ok. 11%; K. Kata — mat. niepubl.), na Wysoczyźnie Białostockiej 1 para (ok. 4%; G. Grygoruk — mat. niepubl.) (http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/223,monitoring_kraski.html). Już w drugiej połowie XIX w. na obecnych ziemiach polskich, podobnie jak w wielu rejonach Europy, zaobserwowano spadek liczebności kraski oraz zmniejszanie się zasięgu jej występowania. Tendencja ta ciągle trwa, przybierając na sile (Samwald i Štrumberger 1997).

Ponad 1% populacji krajowej gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 Puszcza Sandomierska i Doliny Omulwi i Płodownicy oraz w ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) Ostoja Kurpiowska.



2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Kraska żeruje w pobliżu gniazda. Ponad 80% wszystkich lotów dorosłych ptaków po pokarm ma miejsce w obszarze położonym w promieniu 400 metrów od drzewa z dziuplą. Pozostałe 20% wylotów po pokarm dotyczy strefy położonej w promieniu od 400 do 1200 metrów od gniazda (Górski 2005). Minimalna szacunkowa wielkość terytorium dla jednej pary wynosi co najmniej 50 ha. Od drugiej połowy lat 90. XX wieku, a szczególnie w pierwszej dekadzie XXI wieku, jak i obecnie, obserwuje się nasilone procesy intensyfikacji rolnictwa, które w warunkach siedlisk zajmowanych przez kraski charakteryzują się zanikiem mozaikowości, scalaniem pól, zanikiem miedz i innych środowisk marginalnych, wysokim nawożeniem, przede wszystkim gnojowicą. Prowadzi to do rozdrobnienia i przestrzennego rozproszenia dogodnych dla kraski siedlisk. W takim wypadku trudno byłoby określić wielkość terytorium. Można jednak przyjąć, iż terytorium niezależnie od wielkości powinno obejmować nie mniej niż 50 ha ekstensywnych pastwisk, łąk i ugorów, występujących w przynajmniej kilkuhektarowych płatach.

Kraska broni tylko najbliższej okolicy gniazda. Może gniazdować w luźnych koloniach. W warunkach Równiny Kurpiowskiej najbliższe położone jednocześnie czynne gniazda kraski znajdowały się w odległości 24 metrów (Górski 2005), a na terenie Puszczy Pilickiej w odległości 80 m (Sosnowski i Chmielewski 1996). Często obserwowano wspólne korzystanie przez różne pary z tych samych żerowisk.

3. Wskazania fenologiczne

W warunkach polskich przyloty krasek ma miejsce od początku III dekady kwietnia do połowy III dekady maja. Składanie jaj następuje od połowy maja do końca czerwca. Podloty opuszczają gniazda od I dekady lipca nawet do połowy sierpnia. Odlot krasek zaczyna się już w drugiej połowie sierpnia i kończy w pierwszych dniach października. Tak więc główny sezon lęgowy rozciąga się pomiędzy połową maja a końcem lipca (Górski 2005).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Kraska jest gatunkiem terenów otwartych. Preferuje obszary ukształtowane przez długotrwałe ekstensywne użytkowanie rolnicze, gdzie obok siebie w niewielkich (1–2 ha) płatach występują pastwiska, ugory oraz w mniejszym stopniu także łąki i grunty orne z alejami, szpalerami lub kępami starych, dziuplastych, zamierających drzew. W optymalnych siedliskach w odległości 200–500 m od gniazda powinien występować skraj starego (VI–VII klasa wieku) lasu (boru), gdzie kraska często znajdowała dogodne miejsca lęgowe, ale gdzie przede wszystkim zdobywała znaczną część niezbędnego dla prawidłowego rozwoju piskląt pokarmu, złożonego głównie z ksylofagicznych chrząszczy. Niegdyś występowała także na dużych powierzchniowo (co najmniej kilkuhektarowych) polanach położonych wewnątrz borów.

Kraska nie unika bliskości człowieka. Często jej gniazda znajdowano w bezpośrednim sąsiedztwie lub nawet na terenie gospodarstw (Górski 2004).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować i żerować kraski:

6120 Ciepłolubne, śródłądowe murawy napiaskowe,

6510 Nizowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie.

5. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — dla 1 pary (>1% populacji krajowej) przynajmniej pięćdziesięciohektarowy kompleks ekstensywnie użytkowanych pastwisk podzielonych na 1–2 hektarowe działki z kępami, alejami oraz szpalerami starych dziuplastych drzew, z niewielkim udziałem łąk (do 25% powierzchni), gruntów ornych (do 10% powierzchni) oraz ugorów (ok. 5% powierzchni), w sąsiedztwie (do 500 metrów od gniazda) skraj kompleksu różnowiekowych drzewostanów borowych, przy czym udział drzewostanów w VI, VII i wyższych klasach wieku, wynosi co najmniej 20%; pastwiska przez cały sezon (od kwietnia do września) użytkowane przez różnogatunkowy zestaw zwierząt (bydło, konie, owce, gęsi); w odległości do 1000 m od gniazda (centrum siedliska lęgowego) powinno znajdować się kilka podobnych do opisanych wyżej kompleksów siedlisk.

FV-2 (umiarkowany) — przynajmniej pięćdziesięciohektarowy kompleks użytków zielonych, gdzie udział ekstensywnych pastwisk jest zbliżony do udziału łąk, często już intensywniej użytkowanych (łącznie pastwiska i łąki stanowią ok. 60% powierzchni), zupełny zanik ugorów kosztem wzrostu udziału gruntów ornych (do 20% powierzchni); obecność skrajów kompleksów borów, ale w młodszych klasach wieku (do 80 lat).

U1 (niezadawalający) — zachowane tylko w niewielkich fragmentach (najwyżej kilkuhektarowych, nieprzekraczające łącznie 40% powierzchni) optymalne środowiska lęgowe; wzrost udziału gruntów ornych (do 30%), na terenach nie nadających się do intensyfikacji porzucenie ekstensywnej gospodarki łąkowo-pastwiskowej prowadzące do uruchomienia naturalnej sukcesji lasu (ok. 10%), umiarkowany rozwój budownictwa rekreacyjnego (do 20% powierzchni).

U2 (zły) — intensyfikacja gospodarki łąkowej, komasacja małych działek, zanik mozaikowości środowiska, zupełny zanik pastwisk ekstensywnych, likwidacja środowisk marginalnych, w tym kęp, alei i szpalerów starych drzew; lokalnie w miejscach, gdzie nie można intensyfikować gospodarki rolnej silny rozwój budownictwa rekreacyjnego i jednorodzinnego, zajmującego większość terenów żerowiskowych kraski.

6. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Nasilająca się intensyfikacja rolnictwa jest głównym czynnikiem odpowiedzialnym za spadek liczebności tego gatunku. W bardzo szybkim tempie następuje zanikanie ekstensywnego rolnictwa, przejawiające się głównie uproszczeniem struktury upraw na skutek scalania działek rolnych, zanikiem środowisk marginalnych, ugorów, śródpolnych kęp lasu i zadrzewień, zanikiem szpalerów i alei drzew na miedzach lub przy drogach. Słabe pastwiska, dotąd często o użytkowane bez przerwy przynajmniej kilkadziesiąt lat zostają zaorowane i zamieniane na grunty orne. Coraz powszechniejsze jest masowe użycie środków ochrony roślin oraz nawozów sztucznych, a także gnojowicy bydlęcej w dawkach bliskich górnym zakresem normy. Następuje zmiana gatunków uprawianych roślin, zanika uprawa zbóż i ziemniaków, a masowo rozwijają się monokultury kukurydzy. Zakres, skala oraz tempo tych zmian są niespotykane w historii, a szczególnie szybko zachodzą po wejściu Polski do Unii Europejskiej i objęciu jej Wspólną Polityką Rolną. Ich efektem jest utrata miejsc gniazdowych dla takich dużych dziuplaków jak kraska oraz silne zubożenie zasobów pokarmowych ich siedlisk lęgowych.

Położone często na obrzeżach dolin rzecznych w sąsiedztwie lasów terytoria lęgowe kraski stają się coraz bardziej atrakcyjnymi terenami pod zabudowę rekreacyjną, bądź rzadziej także jednorodzinną mieszkaniową. Pojawienie się zabudowy, w krótkim czasie prowadzi do porzucenia stanowisk lęgowych przez ten gatunek.

Ze względu na rzadkość występowania, tylko lokalne gniazdowanie, a także wyjątkowe wśród krajowych gatunków ptaków upierzenie, kraska staje się coraz bardziej pożądanym celem tzw. turystyki ornitologicznej. Wycieczki krajowe, jak i zagraniczne, w okresie lęgowym pojawiają się zwłaszcza w ogólnie zna-

nych stanowiskach lęgowych kraski, co często prowadzi do płoszenia ptaków, obniża sukces lęgowy i w końcu może skutkować trwałym opuszczaniem stanowisk przez ptaki. Ze zjawiskiem tym bezpośrednio wiąże się wzrastająca presja tzw. fotografów przyrodniczych na fotografowanie krasek przy gniazdach. W dobie powszechnej dostępności najwyższej klasy sprzętu fotograficznego oraz rozwoju swojej mody na fotografowanie przyrody, wykonywanie zdjęć nawet najrzadszych i szczególnie zagrożonych gatunków jest powszechne. Nie jest przy tym niezbędne posiadanie szczególnych wysokich kompetencji z zakresu znajomości biologii fotografowanego gatunku, a także wiedza z zakresu podstawowych technik zachowania się przy gnieździe. Co gorsza, często ludziom tym brak jest informacji na temat konieczności posiadania stosownego zezwolenia niezbędnego do fotografowania ptaków przy gniazdach. Chęć sfotografowania kraski, jako wyjątkowo już dziś rzadkiego gatunku, bardzo często dodatkowo stymuluje autorów do podejmowania szczególnych wysiłków w celu wyszukania stanowisk i zrobienia jak najlepszych zdjęć. W okresie karmienia piskląt kilkugodzinne przebywanie nawet pojedynczych osób w pobliżu dziupli może prowadzić nawet do śmierci głodowej całego lęgu.

Prawdopodobnie wraz z postępującą izolacją przestrzenną lokalnych populacji kraski pogłębia się ich izolacja genetyczna. Głównie ze względu na silny konserwatyzm lęgowy tego gatunku brak jest wymiany osobników pomiędzy populacjami. Jednakże, jak dotąd, nie przeprowadzono szczegółowych badań, które potwierdziłyby zmniejszenie zmienności genetycznej w wyniku tego procesu i oceniłyby jego skutki populacyjne.

7. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- ponowne zagospodarowanie (użytkowanie łąk i pastwisk) terenów ugorowanych,
- ochrona drzew dziuplastych, alei i zadrzewień w krajobrazie ekstensywnie użytkowanym rolniczo,
- lokalna reaktywacja wypasu, głównie bydła, ale także coraz częściej koni.

Wskazania negatywne:

- intensyfikacja gospodarki łąkowo-pastwiskowej,
- zanik gospodarki pasterskiej,
- zaorywanie ekstensywnych pastwisk,
- zmniejszenie się mozaikowości środowiska,
- zalesianie terenów otwartych,
- zabudowa rekreacyjna siedlisk.

Andrzej Górski

Literatura

Dmoch A., Dombrowski A. 1998. Kraska (*Coracias garrulus*) w Puszczy Białej. Kulon 3: 57–66.

Górski A. 2004. *Coracias garrulus* L., 1758 — kraska. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. ss. 250–253.

Górski A. 2005. Ekologia lęgów kraski *Coracias garrulus* L., 1758, we wschodniej części Równiny Kurpiowskiej. Rozprawa doktorska. Maszynopis. Uniwersytet Wrocławski. Wrocław.

Grzybek J., Kata K., Kata M., Snopek S., Sobuś T., Szyszka M. 2009. Rozmieszczenie, liczebność oraz elementy biologii kraski *Coracias garrulus* w południowo-wschodniej Polsce w latach 1990–2008. Not. Ornith. 50: 240–250.

http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/223,monitoring_kraski.html.

Lewartowski Z. 1986. Spadek liczebności kraski *Coracias garrulus* we wschodniej Wielkopolsce. Chr. Przyr. Ojcz. 42: 27–34.

Pugaczewicz E. 1998. Stan populacji kraski na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 1960–1996. Kulon 3: 17–34.

Piotrowska M., Marczakowski P. 1998. Występowanie kraski (*Coracias garrulus*) na Lubelszczyźnie do roku 1997. Kulon 3: 35–46.

Samwald O., Štrumberger B. 1997. Roller *Coracias garrulus*. W: Hagemeijer W. J. M., Blair M. J. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. T & AD Poyser, London.

Sosnowski J., Chmielewski S. 1996. Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in Puszcza Pilicka Forest (Central Poland). Acta Ornithol. 31: 119–131.

Sosnowski J., Chmielewski S. 1997. Spadek liczebności kraski *Coracias garrulus* w zachodniej części Mazowsza i na Kielecczyźnie. Przegl. Przyr. 8: 163–172.

Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski, rozmieszczenie, liczebność i zmiany, T. I–II, Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, Wrocław. ss. 868.

Witkowski J. 1984. Przebieg wymierania kraski, *Coracias garrulus*, we wschodniej części Doliny Baryczy. Dolina Baryczy 3: 43–47.

Wójcik J. D. 1998. Występowanie kraski (*Coracias garrulus*) w Małopolsce. Kulon 3: 47–55.

Kulik wielki *Numenius arquata*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Kulik wielki jest gatunkiem rzadkim, rozmieszczonym w Polsce wyspowo. Wykazano go w 5,1% badanych pól Polskiego Atlasu Ornitologicznego (Dyrzc i in. 2007). Główne lęgowiska znajdują się we wschodniej Polsce — na Podlasiu i Mazowszu oraz w Wielkopolsce, na Pomorzu Zachodnim i ziemi lubuskiej (Wilk i in. 2010). Gnieździ się do wysokości 500–750 m n.p.m. Ocena liczebności populacji tego gatunku to 650–700 par (Sikora i in. 2007) lub 450–500 par (Sikora i Chylarecki 2010). Dokładna liczba par kulika wielkiego gniazdujących w Polsce nie jest znana, jednak do określenia najważniejszych ostoi, grupujących ponad 1% krajowej populacji, przyjęto najbardziej aktualną wartość, tj. 450–500 par (Wilk i in. 2010).

Rzeczywista liczebność jest zapewne znacznie niższa zważywszy na silny spadek liczebności w zachodniej Polsce, nieuwzględniony w ocenach ogólnopolskich. Na terenach leżących na zachód od Wisły liczba par tego gatunku spadła z 293–365 par w latach 1980. do 84–109 par w latach 2004–2010 (Ławicka i Wylegała 2010). Biorąc pod uwagę powyższe dane oraz wielkość populacji w głównych ostojach tego gatunku we wschodniej Polsce (Wilk i in. 2010), można ostrożnie oszacować jego liczebność w Polsce na 250–300 par.

Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku (>3 par) występuje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Dolina Omulwi i Płodownicy (45–56 par), Ostoja Biebrzańska (min. 50 par), Ostoja Kurpiowska (25–30 par), Nadnoteckie Łęgi (19 par), Bagno Wina (16–17 par), Dolina Środkowej Warty (10–14 par), Bagno Pulwy (12 par), Ujście Warty (10–12 par), Dolina Środkowej Noteci i Kanału Bydgoskiego (10–12 par), Jezioro Miedwie i Okolice (2–10 par), Dolina Neru (9–10 par), Wielki Łęg Obrzański (2–8 par), Bagno Bubnów (7 par), Dolina Górnego Nurca (2–5 par).



fol. G. Zawadzki

Liczebność kwalifikująca (kryterium A1) przyjęta przez BirdLife International dla gatunków zagrożonych globalnie w przypadku kulika wielkiego wynosi 10 par lub 30 osobników w okresie migracji. Dla migrującej populacji kulika wielkiego kluczowe znaczenia mają obszary Natura 2000 oraz ostoje IBA: Dolina Dolnej Wisły (750–1 100 os.), Zbiornik Otmuchowski (92–225 os.), Zbiornik Nyski (180 os.), Zbiornik Mietkowski (maks. 218 os.), Ostoja Sątopy-Samulewo (maks. 181 os.), Dolina Nidy (maks. 150 os.), Ujście Wisły (32–100 os.), Delta Świny (maks. 96 os.), Dolina Środkowej Noteci i Kanału Bydgoskiego (maks. 60 os.), Błota Rakutowskie (maks. 44 os.).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/półgowym

Wielkość terytorium lęgowego kulika wielkiego jest silnie zależna od zagęszczenia tego gatunku na lęgówiskach i waha się od około 12 ha (przy zagęszczeniu 6,7 p/km²) do 29 ha (przy zagęszczeniu 1,6 p/km²; Currie i Valkama 2000). Wielkość terytoriów lęgowych kulika w Polsce wynosi 20–30 ha. Zatem minimalna powierzchnia optymalnego siedliska lęgowego niezbędna do dla zachowania 1% populacji krajowej powinna wynosić nie mniej niż 100 ha. Podczas oceny jakości siedlisk pod uwagę należy brać tylko płyty potencjalnego biotopu o powierzchni co najmniej 20 ha.

3. Wskazania fenologiczne

Kulik wielki pojawia się na lęgówiskach w drugiej połowie marca lub na początku kwietnia. Na zachodzie Polski podczas łagodnych zim pierwsze ptaki zajmują rewiry już na początku marca, a czasami nawet pod koniec lutego. Lęgowiska opuszczane są zazwyczaj w czerwcu i na początku lipca, choć po stracie lęgu (co zdarza się bardzo często) ptaki mogą opuszczać terytorium już w maju. Regularny przelot jesienny zaczyna się w końcu czerwca i trwa do końca listopada, a nawet początków grudnia. Coraz częściej pojedyncze ptaki pozostają u nas na okres zimowy, zwłaszcza na zachodzie kraju (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Kulik wielki zasiedla rozległe kompleksy łąk i pastwisk charakteryzujących się brakiem lub bardzo niskim udziałem zakrzewień i zadrzewień, położonych w szerokich dolinach dużych i średniej wielkości rzek, bądź w sąsiedztwie większych zbiorników wodnych. Unika terenów, na których zaniechano gospodarki rolnej — z wyższą, nieskoszoną roślinnością, a także kompleksów łąk użytkowanych intensywnie i przesuszonych. W okresie wędrówek odpoczywa i żeruje na otwartych plażach nadmorskich, mulistych brzegach rzek, spuszczonej stawach, słonych łąkach nadmorskich, kompleksach łąk, pastwisk i pól. Podczas okresu zimowego preferuje wybrzeża, gdzie żeruje na odsłoniętych w okresach odpływów plażach.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez kulika wielkiego jako siedliska optymalne w okresie

– lęgowym:

6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),

6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,

7120 Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji,

- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Schuechzerio-Caricetae*),
- 7210 Torfowiska nakredowe,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze, młak, turzycowisk i mechowisk;
 – w okresie migracji:
- 1130 Ujścia rzek (estuaria),
- 1150 Zalewy i jeziora przy morskie (laguny),
- 1210 Kidzina na brzegu morskim,
- 1330 Solniska nadmorskie (*Glauco-Puccinellietalia* część — zbiorowiska nadmorskie),
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Notowano nieliczne przypadki gniazdowania kulika wielkiego na polach uprawnych (w uprawach zbóż ozimych). Ten typ siedlisk wykorzystywany jest także (dość często) podczas migracji — jako żerowisko lub miejsce odpoczynku.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — rozległe kompleksy (powyżej 100 ha) podmokłych niezmeliorowanych otwartych łąk (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień poniżej 5%), zwłaszcza na podłożu torfowiskowym, z dużym udziałem turzyc *Carex* sp. oraz takich gatunków jak firletka poszarpana *Lychnis flos-cuculi*, kniec błotna *Caltha palustris*, jaskry *Ranunculus* sp. oraz rdest wężownik *Polygonum bistorta*, położonych w szerokich dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie — termin koszenia po 1 sierpnia, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–czerwiec).

Migracje: mielizny, piaszczyste łachy i wyspy porośnięte niską roślinnością w naturalnych korytach dużych rzek. Duże powierzchnie (powyżej 50 ha) odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie lipiec–listopad.

FV-2 (umiarkowany) — rozległe kompleksy (powyżej 100 ha) podmokłych częściowo zakrzewionych i zadrzewionych łąk (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień 5–20% w formie rozproszonych kęp), zwłaszcza na podłożu torfowiskowym, położonych w szerokich dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie — termin koszenia po 1 sierpnia, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–czerwiec).

Migracje: mielizny, piaszczyste łachy i wyspy porośnięte niską roślinnością w częściowo uregulowanych korytach dużych rzek. Średniej wielkości powierzchnie (20–50 ha) odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie lipiec–listopad.

U1 (niezadowolający) — rozległe kompleksy (powyżej 100 ha) zmeliorowanych łąk z dużym udziałem zakrzewień i zadrzewień (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień 20–40% lub mniejsza jeśli ma charakter zakrzewień porastających pasowo rowy melioracyjne i dzielącym łąki na wąskie parcele – o szerokości mniejszej niż 150 m) położonych w dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie — termin koszenia po 1 lipca, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–czerwiec).

Migracje: uregulowane koryta rzek bez naturalnych piaszczystych mielizn, łach oraz wysp lub z niewielką powierzchnią tego typu siedlisk. Małe powierzchnie (poniżej 20 ha) odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie lipiec–listopad.

U2 (zły) — zmeliorowane i silnie przesuszone kompleksy łąk poniżej 100 ha. Łąki użytkowane intensywnie — terminy pierwszych pokosów w maju, nawożone mineralnie, łąki podsiewane, prowadzone prace agrotechniczne (np. włókovanie) w okresie lęgowym (marzec-czerwiec). Łąki silnie zakrzaczone i zadrzewione (powyżej 40% powierzchni lub mniejsza, jeśli ma charakter zakrzewień porastających pasowo rowy melioracyjne i dzielącym łąki na wąskie parcele — o szerokości mniejszej niż 150 m).

Migracje: uregulowane koryta rzek bez naturalnych piaszczystych mielizn, łąch oraz wysp. Zbiorniki zaporowe oraz stawy rybne bez odkrytego dna w okresie lipiec-listopad.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Obecnie główną przyczyną spadku liczebności kulika wielkiego w Polsce jest pogorszenie jakości siedlisk lęgowych oraz niska udatność lęgów. Związane jest to z zaniechaniem użytkowania łąk i pastwisk lub intensyfikacją uprawy (w tym wczesne terminy pokosów oraz prowadzenie prac agrotechnicznych na łąkach w okresie lęgowym), pracami osuszającymi na trwałych użytkach zielonych, wzrostem penetracji łąk i pastwisk przez ludzi (głównie wędkarzy oraz turystów), rozbudową sieci utwardzonych dróg w dolinach rzecznych, wzrostem liczebności drapieżników czworonożnych oraz lokalnie dużym drapieżnictwem ptaków krukowatych. Do pogorszenia jakości siedlisk przyczyniają się też prowadzone oraz planowane prace hydrotechniczne (prace regulacyjne, budowa wałów przeciwpowodziowych, prostowanie koryt, budowa zbiorników zaporowych), zmieniające naturalny reżim hydrologiczny rzek, co często prowadzi do braku okresowego zalewania dolin rzecznych podczas wezbrań wiosennych i w efekcie zdecydowanego pogorszenia jakości siedlisk.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Dla populacji lęgowej:

- utrzymanie tradycyjnej, ekstensywnej gospodarki łąkowo-pastwiskowej w dolinach rzecznych; niedopuszczanie do ich zarastania wysoką roślinnością i zamiany łąk w grunty orne,
- umożliwienie zalewania dolin rzecznych wodami wezbraniowymi w okresie wiosennym,
- promowanie późnego terminu koszenia łąk (po 1 sierpnia),
- zaniechanie rozbudowy, a lokalnie także odbudowy systemu melioracyjnego na obszarach łąkowych,
- redukcja populacji ssaków drapieżnych (lis, jenot, norka amerykańska i szop pracz) oraz dzika na kluczowych lęgowskich,
- zmniejszenie intensywności ruchu samochodowego oraz turystycznego i wędkarskiego w dolinach rzecznych,
- ograniczenie rozbudowy sieci dróg utwardzonych na lęgowskich, a także rozwoju zabudowy mieszkaniowej oraz lotniskowej w pobliżu lęgowskich.

Dla populacji migrującej:

- utrzymanie naturalnego reżimu hydrologicznego dużych rzek umożliwiającego naturalne tworzenie piaszczystych wysp, łąch i odsypisk oraz przeciwdziałanie zabudowie ich koryt,
- utrzymanie naturalnego reżimu hydrologicznego rzek umożliwiającego okresowe zalewanie dolin rzecznych wodami wezbraniowymi,
- zmniejszenie oraz skanalizowanie ruchu turystycznego oraz wędkarskiego na kluczowych noclegowskich zlokalizowanych na Wiśle oraz na zbiornikach zaporowych i w miejscach koncentracji w okresie wędrówek,

- dostosowanie terminów napełniania oraz opróżniania z wody zbiorników zaporowych do okresu wędrówki kulików wielkich oraz innych ptaków siewkowych.

Przemysław Wylegała, Zuzanna Rosin

Literatura

- Currie D., Valkama J. 2000. Population density and the intensity of paternity assurance behaviour in a monogamous vader: the Curlew *Numenius arquata*. Ibis 142: 372–381.
- Dyrzc A., Jermaczek A., Wójciak J. 2007. Kulik wielki *Numenius arquata*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań, ss. 212–213.
- Ławicki Ł., Wylegała P. 2011. Spadek liczebności kulika wielkiego *Numenius arquata* w zachodniej Polsce w latach 1980–2010. Ornithologica 52: 40–52
- Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań.
- Sikora A., Chylarecki P. 2010. Aktualizacja wielkości populacji krajowej wybranych gatunków ptaków lęgowych w Polsce. Stacja ornitologiczna MiIZ PAN. Msc.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”. Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Lelek *Caprimulgus europaeus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Lelek występuje głównie w rozległych kompleksach leśnych, na siedliskach borów świeżych oraz suchych, gdzie jest na ogół nielicznym, lokalnie średnio licznym lub liczным ptakiem lęgowym. Stanowiska lęgowe lelka w górach dochodzą maksymalnie do 900 m n.p.m. (Dyrz i in. 1991), a w Karpatach najwyżej stwierdzony na wysokości 700 m n.p.m. w Bieszczadach (S. Czyż w: Walasz i Mielczarek 1992) i na wysokości 1100 m n.p.m. w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch i in. 2008) i w Gorcach (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Na niżu jest zdecydowanie bardziej rozpowszechniony oraz liczniejszy niż w górach, jednak i tu jest przypuszczalnie rozmieszczony wyspowo, zwłaszcza jego większe populacje — silnie związane z krajobrazem puszczańskim lub z największymi kompleksami leśnymi.

W latach 1985–1993, w czasie badań prowadzonych w ramach Polskiego Atlasu Ornitologicznego, lelek był wykazany tylko w 16,5% pól atlasowych (Sikora i in. 2007). W ostatnich latach przeprowadzono dokładne cenzusy z zastosowaniem stymulacji głosowej w wybranych, puszczańskich kompleksach leśnych oraz na największych pożarzyskach. Badania te umożliwiły dość precyzyjne określenie liczebności terytorialnych samców lelka w największych w Polsce ostojach tego gatunku. Są to następujące obszary: Bory Tucholskie (564–730, Guentzel i Ławicki 2009), Puszcza Notecka (200–600, Mizera i Kujawa 2010), Bory Dolnośląskie (350–450, Bena 2010), Puszcza Solska (100–360, Stachyra i in. 2010), Puszcza Białowieska (250–280, Rowiński 2010), Puszcza Piska (150–200, Ryś 2010), pożarzysko koło Kuźni Raciborskiej (160–180, Henel i Kruszyk 2006), Puszcza Biała (150, Rzępała i Kowalski 2010), Puszcza nad Gwdą (100–150, Kujawa i Mizera 2010), Puszcza Sandomierska (100–150, Kata 2010), Puszcza Augustowska (80–100, Zawadzka i Zawadzki 2010), Lasy Ja-



fol. G. Zawadzki

nowskie (min. 100, Szewczyk i Wójciak 2010), Doliny Omulwi i Płodownicy (min. 100, Rzępała i in. 2010), Lasy Maciejowickie (min. 100, A. Dombrowski, Z. Grzegółka, S. Osziel — mat. niepubl.), Lasy Łukowskie (58–65, Goławski i in. 2009), Lasy Sobiborskie (min. 50, G. Grzywaczewski i J. Wójciak — mat. niepubl.). Wymienione obszary skupiają łącznie około 3000 par, co stanowiłoby 60% górnej wartości przedziału szacunkowej liczebności krajowej populacji lęgowej lelka (5000 par, zakres 4000–6000 par).

Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku (>40 par) występuje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Bory Tucholskie, Wielki Sandr Brdy, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie, Puszcza Solska, Puszcza Białowieska, Puszcza Piska, Puszcza Biała, Ostoja Kozienicka, Puszcza Sandomierska, Puszcza nad Gwdą, Lasy Janowskie, Doliny Omulwi i Płodownicy, Puszcza Augustowska, Lasy Łukowskie, Beskid Niski, Ostoja Poligon Orzysz oraz w 3 innych ważnych ostojach lelka: Lasach Sobiborskich, pożarzysku koło Kuźni Raciborskiej i Borach Maciejowickich.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Wielkość terytorium lęgowego lelka mieści się w przedziale 3–7 ha, jakkolwiek w młodych uprawach sosnowych wynosi średnio 8 ha, a w otaczających wrzosowiskach — 17 ha, przy czym lęgi sąsiednich par znajdują się na ogół w odległości 200–400 m (Dombrowski 2009 za: Cramp 1985 i Morris i in. 1994). Biorąc pod uwagę uwarunkowania krajowe (zręby, polany), należałoby przyjąć dla terytorium lęgowego wartość ok. 5 ha otwartego środowiska wewnątrz kompleksu leśnego.

Należy jednak pamiętać, że lelek regularnie zeruje w większej odległości od miejsca gniazdowania — nawet do 6 km, średnio 3,1 km (Henel i Kruszyk 2006 za Alexander i Cresswell 1990). W związku z tym, dla określenia wielkości obszaru niezbędnego do funkcjonowania w okresie lęgowym (tzw. obszar funkcjonalny), znacznie lepszym wskaźnikiem powinno być średnie zagęszczenie uzyskane w trakcie badań na wielkoobszarowych powierzchniach próbnych z zastosowaniem stymulacji głosowej. Zagęszczenia lelka w krajowych badaniach wahały się w dość szerokim przedziale: od 3,7 samców/10 km² (Dombrowski 2009) do 20 samców/10 km² (Henel i Kruszyk 2006). Można z tego wnioskować, że w warunkach krajowych tzw. obszar funkcjonalny lelka wykorzystywany w okresie lęgowym (gniazdowanie, toki, żerowanie itp.) obejmuje na ogół od 50 ha do 270 ha, czyli przeciętnie 160 ha krajobrazu leśnego, na który składają się oprócz zadrzewień także siedliska otwarte (zręby, polany, uprawy itp.). Najmniejszy „wyspowy” kompleks leśny zasiedlony przez lelka obejmował 120 ha. Wyjątkowo duże było zagęszczenie lelka na poligonie Lipa w Lasach Lipskich, gdzie wykazano zagęszczenie 42 samce/10 km² (Wójciak i in. 2005).

3. Wskazania fenologiczne

Przylot lelków na lęgowiska następuje na ogół na początku maja (Dyrz i in. 1991), chociaż pierwsze wiosenne pojawy mogą być bardzo wczesne, tj. w nawet w połowie kwietnia (M. Radziszewski — mat. niepubl., J. Lewandowski — mat. niepubl.). Wyprowadza 2 lęgi: w maju i w lipcu.

W okresie migracji jesiennej, już w sierpniu notowane były pierwsze przelotne ptaki (L. Tomiałojć — mat. niepubl.), jednak uwzględniając wyniki niepublikowanych obserwacji zdeponowanych w regionalnych kartotekach ornitologicznych, można przyjąć, że stanowiska lęgowe są na ogół opuszczane w 2. połowie września. Sezon lęgowy lelka obejmuje w Polsce okres od początku maja do końca sierpnia.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Lelki zasiedlają głównie śródleśne zręby zupełne, młodniki, murawy, wrzosowiska, wydmy, poligony, polany, pożarzyska, szkółki leśne (Dombrowski 2004) położone w rozległych borach suchych i świeżych na lekkich, piaszczystych glebach. Gatunek ten w sezonie lęgowym może również zasiedlać silnie przerzedzone, starsze drzewostany w sąsiedztwie szerokich linii oddziałowych, piaszczystych duktów leśnych i dróg pożarowych oraz wiatrolomy i halizny. Ważnym elementem w okresie lęgowym w otwartych środowiskach (zręby, polany, murawy) są pojedyncze, wyższe drzewa oraz małe kępy drzew, stanowiące czatownie lub miejsca odpoczynku/snu wykorzystywane przez lelka zarówno w ciągu dnia, jak i w nocy. Takie drzewa zazwyczaj są oddalone od leśnych dróg.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować i żerować lelki:

- 2330 Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi,
- 4030 Suche wrzosowiska,
- 6120 Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe,
- 91TO Śródlądowy bór chrobotkowy.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Lelek unika zwartych i wilgotnych, nawet rozległych kompleksów leśnych, jednak może występować również poza optymalnymi środowiskami. Stwierdzano przypadki zasiedlania niewielkich kęp sosny na wydmych wyniesieniach w rozległych dolinach rzek, np. na Równinie Kurpiowskiej, gdzie jest generalnie rozpowszechniony w borach przylegających do dolin. Występuje też na zalesionych wydmach oraz rozległych wrzosowiskach i murawach na tzw. pożarzyskach. Jednak generalnie unika kompleksów leśnych poniżej 1000 ha, nawet jeżeli obfitują one w odpowiadające temu gatunkowi zręby i polany na suchych siedliskach (A. Dombrowski, dane niepubl.).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — rozległe, suche i świeże (niepodmokłe) nizinne puszczańskie bory o znacznej powierzchni (>100 km²) obfitujące w otwarte środowiska wewnątrz kompleksu: polany, zręby z pojedynczymi drzewami, uprawy do 5 lat o powierzchni 5–7 ha przypadającej na 1 terytorium.

FV-2 (umiarkowany) — suche i świeże, nizinne kompleksy leśne wielkości 50–100 km², obfitujące w otwarte środowiska wewnątrz kompleksu: polany, zręby, uprawy do 10 lat o powierzchni około 5 ha przypadającej na 1 terytorium.

U1 (niezadowolający) — średniej wielkości (10–50 km²) wyspowe bory sosnowe z niewielkimi (3–5 ha) otwartymi polanami i młodnikami powyżej 10 lat.

U2 (zły) — małe (<10 km²) wyspy leśne położone w znacznej odległości od dużych kompleksów z niewielkimi (<3 ha) i silnie zarośniętymi polanami oraz młodnikami powyżej 15 lat.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (40 par), przyjmując 5 ha jako wielkość terytorium jednej pary, konieczne jest zachowanie łącznej powierzchni minimum 200 ha otwartych siedlisk w obrębie kompleksów o powierzchni przynajmniej 6400 ha (40 par x średnio 160 ha obszaru funkcjonalnego) wskazanych w dobrym stanie zachowania (FV-1 lub FV-2). Z uwagi na możliwość zaniku odpowiednich siedlisk (sukcesja, sta-

zenie się upraw/młodników) celowe wydaje się zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni odpowiednich siedlisk (400 ha otwartych siedlisk w obrębie kompleksu leśnego 6400 ha, czyli zaledwie 6,3%) z obu kategorii FV i U1, jako rezerwowego obszaru występowania lelka. Korzystniejsze dla tego gatunku zdaje się być także pozostawianie na zrębie kilku-kilkunastu pojedynczych, rozproszonych drzew niż jednej dużej kępy. Gwarantuje to możliwość wyboru przez ptaki najbezpieczniejszych stanowisk-czatowni.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia:

- nadmierne zalesianie oraz eutrofizacja terenów otwartych i półotwartych (doliny śródleśnych rzek, wydmy) i w efekcie przyspieszone zarastanie następujące w wyniku sukcesji roślinności,
- stosowanie oprysków chemicznych w sezonie lęgowym lelka (maj–sierpień), wpływające na redukcję bazy pokarmowej (duże owady, w tym motyle i chrząszcze),
- prace leśne (wyrąb, składowanie i wywóz drewna) wykonywane w pełni sezonu lęgowego lelka, powodujące płoszenie ptaków, a nawet straty w lęgach,
- czyszczenie młodników i upraw w sezonie lęgowym,
- kolizje z pojazdami na śródleśnych drogach o nasilonym ruchu (drogi przecinające duże kompleksy leśne),
- intensyfikacja rolnictwa w otoczeniu lasów mogąca wpływać negatywnie na bazę pokarmową lelka,
- długotrwałe załamania pogody w maju–lipcu mogące wpływać negatywnie na sukces lęgowy i liczebność populacji.

Lelek może wykazywać kilkuletnie fluktuacje liczebności, na co przypuszczalnie wpływają warunki atmosferyczne, zwłaszcza długotrwałe opady oraz spadki temperatury. Areal europejski lelka obejmuje obszary, na których średnie temperatury w okresie maj–lipiec przekraczają 15°C, a wielkość łącznych opadów w tym okresie nie przekracza 260 mm.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- kreowanie siedlisk otwartych (zręby zupełne z kępami starych drzew, polany, szerokie dukty leśne, szerokie linie oddziałowe i przeciwpożarowe) w obrębie całego kompleksu leśnego: od strefy brzegowej do wnętrza lasu,
- ochrona czynna (nigdy ścisła, tj. konserwatorska) zmierzająca do zachowania istniejących siedlisk otwartych lub tworzenia nowych, zastępujących „stare” zarastające w wyniku spontanicznej sukcesji wtórnej,
- ekstensywna gospodarka leśna (z ograniczeniem prac leśnych w okresie lęgowym lelka na zrębach, młodnikach i polanach śródleśnych),
- pozostawianie kilkunastu pojedynczych drzew rozproszonych na zrębie „zupełnym”, nieco oddalonych od śródleśnych dróg (zamiast jednej dużej kępy drzew),
- kontrolowane pożary na wybranych suchych siedliskach (wydmowych),
- utrzymanie lub wdrażanie ekstensywnego rolnictwa w otoczeniu lasów (rotacyjne odłogowanie pól, zachowanie muraw, szerokich miedzi i innych tzw. siedlisk marginalnych w krajobrazie rolniczym, stanowiących refugia dla dużych owadów, stosowanie nawozów naturalnych, zamiast sztucznych oraz ograniczenie stosowania pestycydów).

Wskazania negatywne:

- wykonywanie prac leśnych na zrębach i młodnikach śródleśnych w sezonie lęgowym lelka (1 maja – 31 sierpnia),
- wykonywanie oprysków owadobójczych w okresie lęgowym lelka,
- zalesianie śródleśnych terenów otwartych i tzw. nieużytków leśnych (wydm, muraw, wrzosowisk, łąk, dolin rzek, oczek wodnych, torfowisk),
- zbyt intensywny zbiór borówek przypadający na sezon lęgowy lelka (płoszenie ptaków, niszczenie lęgów) w miejscach wysokich zagęszczeń populacji lęgowej,
- intensyfikacja gospodarki rolnej w otoczeniu kompleksów leśnych,
- intensyfikacja turystyki pieszej i motorowej oraz infrastruktury turystycznej (wiaty, campingi, motele, hotele, parkingi) na polanach w głębi kompleksu zasiedlonego przez lelki,
- intensywny ruch samochodowy na drogach przecinających największe kompleksy leśne (wysoka kolizyjność żerujących ptaków z samochodami),
- presja antropogeniczna w okresie lęgowym lelka na śródleśnych polanach,
- wykonywanie prac budowlanych związanych np. z przebiegiem drogi przecinającej skupienia par lęgowych lelka w okresie lęgowym.

Andrzej Dombrowski

Literatura

- Bena W. 2010. Bory Dolnośląskie. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Dombrowski A. 2004. *Caprimulgus europaeus* — lelek. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część I). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 242–244.
- Dombrowski A. 2009. Lelek *Caprimulgus europaeus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 484–489.
- Dyrca A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.
- Goławski A., Dombrowski A., Kasprzykowski Z. 2009. Lasy Łukowskie PLB060010 (IBA PL061). W: Chmielewski S., Stelmach R. (red.). Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 170–175.
- Guentzel S., Ławicki Ł. 2009. Bory Tucholskie PLB220001 (IBA PL026). W: Chmielewski S., Stelmach R. (red.). Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 161–169.
- Henel K., Kruszyk R. 2006. Liczebność lelka *Caprimulgus europaeus* na obszarze pożarzyska koło Kuźni Raciborskiej. Not. Ornitol. 47: 130–134.
- Kajtoch Ł., Szczygielski M., Wieczorek P., Figarski T. 2008. Mogielica — projektowany rezerwat faunistyczny w Beskidzie Wyspowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 64: 10–24.
- Kata K. 2010. Puszcza Sandomierska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Kujawa D., Mizera T. 2010. Puszcza nad Gwdą. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

- Mizera T., Kujawa D. 2010. Puszcza Notecka. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Rzępała M., Kowalski M. 2010. Puszcza Biała. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Rzępała M., Kaługa I., Trzciniński K. 2010. Doliny Omulwi i Płodownicy. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce, OTOP, Marki.
- Rowiński P. 2010. Puszcza Białowieska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce, OTOP, Marki.
- Ryś A. 2010. Puszcza Piska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce, OTOP, Marki.
- Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985-2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Stachyra P., Cymbała R., Marczakowski P., Łopuszyńska K. 2010. Puszcza Solśka. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Szewczyk P., Wójciak J. 2010. Lasy Janowskie. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–91. Monografia Ptaków Małopolski. Biologica Silesiae, Wrocław.
- Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2010. Puszcza Augustowska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Lerka *Lullula arborea*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Lerka jest ptakiem nielicznie gniazdującym na obszarze prawie całego kraju, natomiast lokalnie, w optymalnych biotopach, może być średnio liczna lub nawet liczna (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Rozmieszczenie gatunku jest nierównomierne i związane z występowaniem drzewostanów sosnowych. Na południu Polski występuje plamowo, w górach dochodzi zwykle do wysokości 600–800 m n.p.m. (Dyrz i in. 1991, Walasz i Mielczarek 1992). Liczebność całkowita populacji lęgowej lerki w Polsce oceniana jest na 180 000–231 000 par (Kuczyński i Chylarecki 2012).

Okolo 1% krajowej populacji tego gatunku, czyli 1800 par, gniazduje zaledwie w dwóch obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Puszcza Notecka (2180–3230 par), Bory Tucholskie (1600–2500 par), a liczna populacja występuje także na obszarze Puszczy Solskiej (1000–1500 par). Natomiast wśród istotnych ostoi tego gatunku należy wymienić obszary Natura 2000 bądź ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Puszcza Kozienicka (min. 500 par), Puszcza Piska (800–1000 par), Puszcza nad Gwdą (900–1100 par), Puszcza Biała (min. 800 par), Bory Dolnośląskie (400–600 par), Puszcza Augustowska (350–500 par), Ostoja Kurpiowska (400–500 par) (za Wilk i in. 2010, zmienione).

Dane z lat 2000–2009, zgromadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych), wskazują na wyraźny trend wzrostowy liczebności lerki w Polsce (Neubauer i in. 2011).



fot. T. Figarski

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Lerka w okresie lęgowym jest gatunkiem terytorialnym i na ogół występuje w rozproszeniu. W odpowiednich biotopach bywa jednakże spotykana w skupieniach kilku par (Rzępała 2004, Dombrowski 2009). Po przylocie na lęgowiska lerki zajmują stosunkowo rozległe terytoria, których wielkość może dochodzić do 10,5 ha. Natomiast w trakcie sezonu lęgowego powierzchnia terenu zajmowana przez ptaki zmniejsza się i wynosi zwykle 2–5 ha (Cramp 1998). Arealy żerowiskowe obejmują większe powierzchnie i nie są bronione (Rzępała 2004, Dombrowski 2009). W okresie jesiennej migracji obserwowana głównie na polach uprawnych (Bednorz 2000).

Na terenach leśnych zagęszczenia nie przekraczają zwykle 10 p/10 km² (Rzępała 2004), przy czym w optymalnych siedliskach mogą one osiągać średnio nawet ponad 20 p/10 km² (Mizera i in. 2011). W zagospodarowanych borach mieszanych Puszczy Białowieskiej odnotowano 12 p/10 km², a w zagospodarowanych zrębowo borach Puszczy Wkrzańskiej 14 p/10 km² (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Dombrowski i in. 2007). Na powierzchniach próbnych w krajobrazie leśnym na Nizinie Południowopodlaskiej wykazano wysokie zagęszczenia od 0,5 do 3,1 p/km² (Rzępała i Mitrus 1995). W Puszczy Noteckiej, na terenach odnawianego pożarzyska na powierzchni 16 km² stwierdzono zagęszczenia 10–18 p/km² (Mizera i in. 2011). Najwyższe lokalne zagęszczenia odnotowano na pożarzysku w Puszczy Kampinoskiej, gdzie na powierzchni 75 ha stwierdzono 0,7 p/10 ha (za Dombrowski i in. 2007).

Zagęszczenia na krajobrazowych powierzchniach próbnych w krajobrazie rolniczym Niziny Mazowieckiej wahały się od 1 do 18 p/10 km² (średnio 8 p/10 km²), co uzależnione było od udziału wysp leśnych; z kolei na leśno-polnej powierzchni wielkoobszarowej na Nizinie Północnopodlaskiej odnotowano 13 p/10 km² (za Dombrowski i in. 2007). Goławski i Dombrowski (2004) na dwóch powierzchniach próbnych w okolicach Siedlec wykazali zagęszczenia 1,7 i 7,3 p/10 km², a Jasiński i Wysocki (2007) w Polsce zachodniej w okolicach Nowogardu — 5 p/10 km².

3. Wskazania fenologiczne

Wiosenny przelot lerki jest niezbyt intensywny i trwa zasadniczo przez cały marzec. Na lęgowiskach ptaki pojawiają się zwykle w marcu lub na początku kwietnia, natomiast ptaki migrujące mogą być spotykane już od połowy lutego. Lęgi rozpoczynają się w połowie kwietnia i trwają do lipca, choć odnotowywano je nawet w sierpniu. Lerka odbywa 2, wyjątkowo 3 lęgi w roku. W okresie pólgowym ptaki łączą się w niewielkie grupy liczące do kilkunastu osobników. Przelot na zimowiska ma miejsce we wrześniu i w październiku, a ostatnie osobniki notuje się pod koniec października, choć znane są obserwacje z listopada (Bednorz 2000, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Rzępała 2004, Dombrowski 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Lerka występuje zarówno w krajobrazie leśnym, jak i polno-leśnym. Siedliska lęgowe obejmują skraje drzewostanów sosnowych sąsiadujących z otwartymi przestrzeniami. Zasiedla głównie tereny na suchych, luźnych glebach piaszkowych o najniższej bonitacji.

Związana jest przede wszystkim z większymi kompleksami leśnymi, zwłaszcza z suchymi borami sosnowymi. Występuje zazwyczaj w płatach lasu o powierzchni co najmniej kilkunastu ha, zasiedlając duże zrębny zupełne, haliżny i uprawy sosnowe, przy czym za optymalne uznaje się płaty 2–3-hektarowe 2-letnich upraw sosnowych przylegające przynajmniej z jednej strony do ściany starszego drzewostanu (Wotton

i Gillings 2000, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Rzępała 2004, Dombrowski i in. 2007, Dombrowski 2009, Conway i in. 2009). Wyznacznikiem przydatności powierzchni leśnych może być też wysokość drzew, które w tym przypadku bardzo rzadko przekraczają 2 m (Sitters i in. 1996). Natomiast Wright i in. (2007) za optymalne siedliska uważają zręby zupełne i uprawy do 6 lat.

Siedliskiem lerkki są także szerokie pasy przeciwpożarowe (Mizera i in. 2011). Sprzyjają jej wielkopowierzchniowe zaburzenia struktury lasów — z badań Żmihorskiego (2008, 2011) wynika, że wykazuje silną preferencję do rozległych obszarów wiatrołomów i wiatrołomów (preferując przy tym obszary zagospodarowane, na których pozostałości były pozyskiwane i uprzątane, Żmihorski i Durska 2011). Występuje również na obszarach wczesnych stadiów sukcesji po pożarach. W krajobrazie leśnym może być zatem uznana za gatunek związany z obszarami różnorodnych zakłóceń, kształtujących otwarte środowiska przez nią zasiedlane, które mogą być zarówno pochodzenia naturalnego, jak i antropogenicznego (też Angelstam i in. 2004).

Lerka zajmuje ponadto siedliska otwarte w sąsiedztwie ściany lasu w krajobrazie polno-leśnym, preferując te z niską i luźną roślinnością — pastwiska, murawy, pola z uprawami roślin okopowych i zbóż (Sitters i in. 1996, Dombrowski i in. 2007, Dombrowski 2009, Conway i in. 2009). Istotność obszarów rolniczych w sąsiedztwie lasów, jako podstawowego siedliska lerkki w Europie, podkreślają Schaefer i Vogel (2000), uznając ją za typowy gatunek strefy ekotonowej pomiędzy tymi dwoma środowiskami. Zdaniem Wrighta i in. (2007) preferowane są głównie pola odłogowane. Jej występowaniu sprzyja obecność pojedynczych krzewów i śródpolnych drzew, które wykorzystuje jako miejsca śpiewu oraz punkty do obserwacji terytorium. Korzystny jest dla lerkki duży udział śródpolnych wysp leśnych — może zasiedlać nawet niewielkie fragmenty (1,5–2 ha), niemniej jej frekwencja wzrastała znacząco w lasach większych niż 5 ha (Dombrowski i in. 2007, Dombrowski 2009). Zasiedla również śródlądowe i nadmorskie wydmy porośnięte ubogą roślinnością, a także doliny niektórych większych rzek o podłożu mineralnym (Wisły, Bugu i Narwi), gdzie wykorzystuje murawy napiaskowe (Rzępała 2004). Występuje także na wrzosowiskach (Sitters i in. 1996, Wotton i Gillings 2000, Rzępała 2004, Mallord i in. 2007a, Conway i in. 2009).

Niezbędnymi elementami siedliska lerkki są fragmenty gęstej roślinności, u podstawy której może założyć gniazdo, oraz fragmenty gołej gleby i niskiej roślinności (<5 cm), gdzie żeruje (Harrison i Forster 1959, Bowden 1990, Sitters i in. 1996, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Mallord i in. 2007a, 2007b). Gniazda zakłada wśród niskiej, gęstej roślinności, w miejscach silnie nasłonecznionych, w odległości od jednej do dwóch wysokości najbliższych drzew od ściany lasu; także wśród luźno rosnących krzewów i niskich drzew na skraju lasu. Gniazda lokowane są w odległości 30–200 m od miejsc śpiewu samca, na skraju terytorium (Dombrowski 2009).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika 1 Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez lerkę:

- 2130 Nadmorskie wydmy szare,
- 2140 Nadmorskie wrzosowiska bażynowe,
- 2330 Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi,
- 4030 Suche wrzosowiska,
- 6120 Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe,
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe,
- 91T0 Śródlądowy bór chrobotkowy.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Wright i in. (2007) sugerują, że obszary rolne, choć często zajmowane, mogą stanowić dla lerki siedliska suboptymalne, zasiedlane przez ptaki z populacji o wysokich zagęszczeniach w optymalnych siedliskach. W krajobrazie rolniczym za suboptymalne można uznać niewielkie (do 3 ha) śródpolne laski oraz nasadzenia sosnowe.

Rozproszone stanowiska były ponadto spotykane w zarastających żwirowniach, kamieniołomach, osiedlach letniskowych, opuszczonych gospodarstwach w pobliżu lasu, przy wiejskich boiskach szkolnych, torowiskach (Dombrowski i in. 2007, Dombrowski 2009).

Sporadycznie notowano lęgi na porębach pośród lasów liściastych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV (właściwy) — płat (lub kilka sąsiadujących płatów) o powierzchni min. 5 ha zrębów zupełnych, halizn, płazowin lub 2–6-letnich upraw sosnowych, a także pasów przeciwpożarowych, młodych (<5 lat) pożaryszk, wiatrowałów itp., na suchym, piaszczystym siedlisku (Bs, Bśw), przylegający do ściany starszego drzewostanu (cn. w IV klasie wieku)

lub

płat użytkowanych lub odlogowanych terenów uprawnych (a także muraw napiaskowych, wrzosowisk, wydym) o powierzchni min. 5 ha na suchym, piaszczystym siedlisku (V, VI kl.) z obecnością pojedynczych (lub niewielkich skupień) drzew lub krzewów, przylegający do ściany starszego drzewostanu (cn. w IV klasie wieku), a także śródpolne wyspy leśne o pow. min. 5 ha na ubogich siedliskach.

U1 (niezadowolający) — płat (lub kilka sąsiadujących płatów) o powierzchni min. 3 ha zrębów zupełnych, halizn, płazowin lub 3–6-letnich upraw sosnowych, a także pasów przeciwpożarowych, starszych (5–10-letnich) pożaryszk, wiatrowałów itp., na suchym, piaszczystym siedlisku (Bs, Bśw), przylegający do ściany starszego drzewostanu (cn. w III–IV klasie wieku)

lub

płat użytkowanych lub odlogowanych terenów uprawnych (a także zarastających muraw napiaskowych, wrzosowisk, wydym) o powierzchni min. 3 ha na suchym, piaszczystym siedlisku (V, VI kl.), przylegający do ściany starszego drzewostanu (cn. w II klasie wieku), a także śródpolne wyspy leśne o pow. min. 2 ha na ubogich siedliskach.

U2 (zły) — płaty terenów leśnych lub rolnych, niespełniające co najmniej jednego z kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji (1800 par) w jednej ostoi, zakładając minimalną powierzchnię siedliska dla jednej pary — 5 ha, konieczne jest zachowanie min. 9000 ha siedlisk wymienionych w pkt. 6 o kryterium FV. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę siedlisk wykorzystywanych przez lerkę, celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni U1 jako rezerwowego obszaru występowania gatunku.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Główne zagrożenie dla lerki w Polsce stanowią przekształcenia preferowanych przez nią środowisk leśnych na skutek zalesień, bądź zabudowy piaszczystych terenów w sąsiedztwie lasów (Rzępała 2004, Dombrowski i in. 2007).

Negatywny wpływ na liczebność lerki może mieć też antropopresja, zwłaszcza na terenach podmiejskich. Badania prowadzone w Wielkiej Brytanii wykazały, że istotnym czynnikiem wpływającym negatywnie

na występowanie lerki jest wykorzystanie rekreacyjne obszarów, na których występuje. Wynika z nich, że — co prawda — z jednej strony lerka unika obszarów będących pod dużą presją wypoczywających na otwartych terenach ludzi, z drugiej jednak — pary, które zdecydowały się na założenie terytorium w miejscach o większej presji antropogenicznej, wyprowadzały więcej młodych. Natomiast w obszarach, gdzie występowała w wyższych zagęszczeniach, odnotowano jednocześnie niższą masę piskląt oraz niższą przeżywalność (Mallord i in. 2007b, 2007c).

Mizera i in. (2011) zwracają uwagę na zagrożenie ze strony pojazdów motorowych (quady i crossy) jeżdżących po piaszczystych terenach. Zagrożenie stanowi również chemizacja rolnictwa ograniczająca bazę pokarmową (Dombrowski i in. 2007).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- ograniczenie zalesiania otwartych piaszczystych przestrzeni sąsiadujących z lasami,
- ograniczenie zabudowy i innych form przekształcenia takich terenów,
- propagowanie ekstensywnego i małopowierzchniowego rolnictwa, objęcie programami rolnośrodowiskowymi suchych gruntów z murawami napiaskowymi,
- zmniejszenie stopnia chemizacji upraw,
- zrębowe zagospodarowanie drzewostanów sosnowych na suchych siedliska zapewniające nieprzerwane występowanie określonej powierzchni zrębów i upraw,
- zalesianie niewielkich powierzchni gruntów rolnych i tworzenie „wysp leśnych” pośród terenów rolniczych,
- utrzymywanie i popieranie pojedynczych drzew i rozproszonych zakrzewień w terenach rolniczych, zwłaszcza w okolicy lasów.

Tomasz Figarski, Paweł Szymański, Piotr Tryjanowski

Literatura

- Angelstam P., Roberge J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Lärmanis V., Lūkins M., Mikusinski G., Račinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation — a review of parameters for focal forest birds. *Ecol. Bull.* 51: 427–453.
- Bednorz J. 2000. *Lullula arborea* (L., 1758) — lerka. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winięcki A. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 347–348.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Bowden C. G. R. 1990. Selection of foraging habitats by Woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. *J. Appl. Ecol.* 27: 410–419.
- Conway G., Wotton S., Henderson I., Eaton M., Drewitt A., Spencer J. 2009. The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 2006. *Bird Study* 56: 310–325.
- Cramp S. (red.). 1998. The Complete Birds of the Western Palearctic on CD-ROM. Oxford Univ. Press.
- Dombrowski A. 2009. Lerka *Lullula arborea*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 552–555.

- Dombrowski A., Mackowicz R., Rzępała M. 2007. Lerka *Lullula arborea*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2000. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 316–317.
- Dyrce A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski.
- Goławski A., Dombrowski A. 2004. Awifauna lęgowa wybranych fragmentów krajobrazu rolniczego wschodniej Polski. Not. Ornitol. 45: 44–49.
- Harrison C. J. O., Forster J. 1959. Woodlark territories. Bird Study 6: 60–68.
- Jasiński M., Wysocki D. 2007. Awifauna lęgowa krajobrazu rolniczego okolic Nowogardu (Pomorze Zachodnie). Not. Ornitol. 48: 183–192.
- Mallord J. W., Dolman P. M., Brown A. F., Sutherland W. J. 2007a. Nest-site characteristics of Woodlarks *Lullula arborea* breeding on heathlands in southern England: are there consequences for nest survival and productivity? Bird Study 54: 307–314.
- Mallord J. W., Dolman P. M., Brown A. F., Sutherland W. J. 2007b. Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. J. Appl. Ecol. 44: 185–195.
- Mallord J. W., Dolman P. M., Brown A. F., Sutherland W. J. 2007c. Quantifying density dependence in a bird population using human disturbance. Oecologia 153: 49–56.
- Mizera T., Kujawa D., Cierplikowska K., Krajewska A., Kraśkiewicz A., Takacs W., Bielewicz M., Chudzik M., Cierplikowski D., Cykowiak Z., Dąbrowski G., Gieda-Pinas K., Grzegorzek M., Pakuła M., Pikula A., Sznajder T., Wąsik A., Więckowski J., Skórka P. 2011. Próba oceny liczebności lęki *Lullula arborea* w ostoi Natura 2000 Puszcza Notecka w roku 2010. Stud. Mat. CEPL, Rogów, 2: 77–88.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biuletyn Monitoringu Przyrody 8: 1–40.
- Rzępała M. 2004. Lerka *Lullula arborea*. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8 (cz. II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 284–287.
- Rzępała M., Mitrus C. 1995. Ocena awifauny lęgowej kompleksu leśnego „Kryńszczak” koło Łukowa w siedleckim. Not. Ornitol. 36: 273–295.
- Schaefer T., Vogel B. 2000. Why do woodlarks *Lullula arborea* need field-forest ecotones — an analysis of possible factors. J. Ornithol. 142: 335–344.
- Sitters H. P., Fuller R. J., Hoblyn R. A., Wright M. T., Cowie N., Bowden C. G. R. 1996. The woodlark *Lullula arborea* in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. Bird Study 43: 172–187.
- Tomiałoć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wałasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. Biologica Silesiae, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wotton S. R., Gillings S. 2000. The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 1997. Bird Study 47: 212–224.
- Wright L. J., Hoblyn R. A., Sutherland W. J., Dolman P. M. 2007. Reproductive success of Woodlarks *Lullula arborea* in traditional and recently colonized habitats. Bird Study 54: 315–323.
- Żmihorski M. 2008. Can clearcuts increase bird species richness in managed forests? J. Forest Sci. 54: 189–193.
- Żmihorski M. 2011. The effects of anthropogenic and natural disturbances on breeding birds of managed Scots pine forests in northern Poland. Ornis Fennica 88: 1–11.
- Żmihorski M., Durska E. 2011. The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled wind-throw. Eur. J. Forest Res. 130: 589–600.

Muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Muchołówka białoszyja występuje zwykle bardzo nielicznie, lokalnie licznie, w południowej i wschodniej części kraju (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). Główne miejsca występowania to: Puszcza Białowiecka, Puszcza Niepołomska, lasy nad Odrą i Baryczą, Przedgórze Sudeckie, Roztocze, Lubelszczyzna, Karpaty i Podkarpacie (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). Dokładna wielkość krajowej populacji tego gatunku nie jest znana ze względu na trudności metodyczne w ocenie zagęszczeń oraz z powodu znacznych, zachodzących z roku na rok fluktuacji liczebności, powodowanych głównie przez drapieżniki gniazdowe (Walankiewicz i in. 1997, Walankiewicz 2002). Poza tym brakuje wiarygodnych ocen dla większych terenów, np. dla Puszczy Białowieckiej różne szacunki wahają się między 5 000 a 9 000 par. Zatem, szacunek wielkości całej krajowej populacji podawany w literaturze europejskiej (3 000–6 000 par) jest mocno zaniżony. Wg Sikory i in. (2012) populacja krajowa liczy 15 000–28 000 par. Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku, czyli min. 150 par (przyjmując stan 15 000 par), gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Puszcza Białowiecka, Łęgi i Grądy Odrzańskie, Lasy Strzeleckie, Roztocze, Puszcza Niepołomska, Bieszczady. Wieloletnie badania prowadzone w Białowieckim Parku Narodowym, jak również na Śląsku w lasach nadodrzańskich, wskazują na trend wzrostowy populacji (Tomiałoć i Stawarczyk 2003).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Muchołówka białoszyja w okresie lęgowym zajmuje niewielkie terytorium, bronione jest tylko najbliższe otoczenie dziupli lub skrzynki lęgowej (w promieniu kilku–kilkunastu metrów). Lokalnie może gniazdownić w skupiskach nawet do 5 par na 1 ha (Walankiewicz 1991). Najmniejsza znana odległość między dwoma sąsiadującymi gniazdami w Puszczy Białowieckiej wynosiła 7 m (Walankiewicz 1991), a w warunkach wysokich zagęszczeń wynosi ona średnio 70 m. Zagęszczenia muchołówki białoszyjej uzyskane metodą kartograficzną na powierzchniach bez skrzynek lęgowych w pierwotnych grądach Białowieckiego Parku Narodowego wynosiły średnio 11,2 p/10 ha, w łąkach i olsach 8,7 p/10 ha, a w borach 1,5 p/10 ha (Wesołowski i in. 2010). W grądach Puszczy Niepołomickiej podawano zagęszczenia 12,7 p/10 ha (Głowaciński 1974, 1975), w buczynach i grądach na Roztoczu 3–6 p/10 ha (Grądziel 1992, Profus i in. 1992), a w górskich w buczynach Bieszczadzkiego Parku Narodowego 0,9–1,6 p/10 ha (Głowaciński i Profus 1996). Jednak wyniki uzyskane metodą kartograficzną w przypadku tego gatunku są obciążone sporym błędem, sięgającym nawet 67%, natomiast dokładne wyszukiwanie gniazd w grądach Białowieckiego Parku Narodowego wykazało rzeczywiste zagęszczenia sięgające nawet 22 p/10 ha (Walankiewicz 1991, Walankiewicz i in. 1997). Powyższe dane wskazują, że rewir muchołówki obejmuje od 0,5 do 11 ha (średnio ok. 4 ha).

3. Wskazania fenologiczne

Przylot muchołówek białoszyich na lęgowiska następuje w drugiej połowie kwietnia i na początku maja (Tomiałoć i Stawarczyk 2003). Odlot następuje pomiędzy drugą połową lipca a wrześniem (Walankiewicz 2004). Główny sezon lęgowy obejmuje okres od końca kwietnia do końca czerwca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Muchołówki białoszyje zasiedlają przede wszystkim stare (ponad 100-letnie) lasy liściaste obfitujące w dziuple. Są to najczęściej różnogatunkowe grądy, łęgi, buczyny, olsy oraz jaworzyny. Ważne gatunki drzew to: grab, buk, olsza, jesion, dąb, klon. Dziuple lęgowe najczęściej znajdują się w żywych drzewach o pierśnicy >30 cm (Walankiewicz i in. 2007). Środowiska powyższe to zarówno miejsca gniazdowania, jak i żerowiska. Gatunek ten żeruje zazwyczaj w najbliższym otoczeniu dziupli (głównie łowiąc w locie i zbierając z liści drzew różne bezkręgowce). Bez względu na warunki występowania muchołówki białoszyjej jest obecność dziupli.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować i żerować muchołówki białoszyje:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, olsy źródłiskowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek z podziałem na lęgowe i żerowiskowe

Gatunek ten może występować także w starych (>100 lat) borach mieszanych, gdzie znajdują się dziuple. Unika natomiast młodników i wszelkich drzewostanów mocno zacienionych. Siedliska żerowiskowe są podobne jak lęgowe.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — stare drzewostany liściaste o zróżnicowanym składzie gatunkowym (głównie grądy, buczyny, jaworzyny, łęgi), o miąższości ok. 30 m²/ha, z dużą ilością dziupli (co najmniej 20/ha), o powierzchni ok. 8 ha przypadającej na 1 terytorium.

FV-2 (umiarkowany) — starodrzewy liściaste (grądy, buczyny, jaworzyny, łęgi, olsy), z czego co najmniej połowa siedliska jest w wieku >100 lat, reszta nieco młodsza (min. 80-letnie), z dziuplami (co najmniej 10–20/ha), o powierzchni co najmniej 6 ha przypadającej na 1 terytorium.

U1 (niezadowolający) — różnego rodzaju drzewostany liściaste w wieku do 80 lat, zagospodarowane, z niewielkim zagęszczeniem (poniżej 10/ha) drzew dziuplastych.

U2 (zły) — zagospodarowane drzewostany liściaste o powierzchni mniejszej niż 4 ha przypadające na 1 terytorium.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (150 par) w danej ostoi, przyjmując wielkość terytorium ok. 4 ha, konieczne jest zachowanie min. 600 ha siedlisk w dobrym stanie zachowania — FV-1 lub FV-2. Z uwagi na możliwość zaniku odpowiednich siedlisk, celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni odpowiednich siedlisk (1200–1800 ha) (z kategorii FV-2 i U1) jako rezerwowego obszaru występowania muchołówki białoszyjej.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Dużym zagrożeniem dla populacji mucholówki białoszyjej jest utrata siedlisk w wyniku wycinania starych drzewostanów liściastych. Ponadto utrata miejsc gniazdowych wskutek usuwania z lasów obumierających i martwych drzew dziuplastych. Potencjalnym zagrożeniem może być prowadzenie prac leśnych w okresie lęgów (kwiecień–czerwiec) poprzez płoszenie ptaków i niszczenie lęgów. Drapieżnictwo gniazdowe jest głównym czynnikiem limitującym liczebność mucholówki białoszyjej w warunkach pierwotnych. Jest to jednak czynnik naturalny, który, jak wskazują długoletnie badania, ma największy wpływ na fluktuacje gatunku (Walankiewicz 2002). Natomiast w lasach przekształconych przez człowieka ograniczeniem może być liczba dostępnych dziupli.

7. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- ograniczona gospodarka leśna w starodrzewach (prowadzenie prac dopiero od połowy lipca, po wylocie młodych),
- zachowanie płatów starych, ponad 100-letnich drzewostanów liściastych i mieszanych,
- zachowanie starych, dziuplastych, w tym martwych i obumierających drzew,
- popieranie gatunków biocenotycznych (grab, osika, olsza, brzoza) i pozostawianie ich do naturalnego wydziałania się w drzewostanach gospodarczych.

Dorota Czeszczewik

Literatura

- Głowaciński Z. 1974. Ekspansja mucholówki białoszyjej *Ficedula albicollis* (Temm.) w Europie środkowej. Przegl. Zool.: 18: 471–484.
- Głowaciński Z. 1975. Ptaki Puszczy Niepołomickiej (Studium faunistyczno-ekologiczne). Acta zool. cracov. 20: 1–87.
- Głowaciński Z., Profus P. 1996. Lęgowe zespoły ptaków buczyny i olszynki nadpotokowej w Bieszczadzkim Parku Narodowym. Rocz. Bieszcz. 5: 109–116.
- Grądziel 1992. Lęgowe ugrupowania ptaków Roztoczańskiego Parku Narodowego. Studia Ośr. Dok. Fizjogr. PAN 20: 211–232.
- Profus P., Głowaciński Z., Marczakowski P., Krogulec J. 1992. Awifauna województwa zamojskiego. Studia Ośr. Dok. Fizjogr. PAN 20: 113–209.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie raportowania. GIOS, manuskrypt.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”. Wrocław.
- Walankiewicz W. 1991. Do secondary cavity-nesting birds suffer more from competition for cavities or from predation in a primeval deciduous forest? Natural Areas Journal 11: 203–211.
- Walankiewicz W. 2002. Nest predation as a limiting factor to the breeding population size of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in the Białowieża National Park (NE Poland). Acta Ornithol. 37: 91–106.
- Walankiewicz W. 2004. Mucholówka białoszyja. *Ficedula albicollis*. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 344–347.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C. 2007. Natural nest sites of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in lime-hornbeam-oak stands of a primeval forest. Ornis Fennica 84: 155–162.

Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Szymura A. 1997. How the territory mapping technique reflects yearly fluctuations in the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* numbers? Acta Ornithol. 32: 201–207.

Wesołowski T., Mitrus C., Czeszczewik D., Rowiński P. 2010. Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest over 35 years: variation and stability in a changing world. Acta Ornithol. 45: 209–232.

Muchołówka mała *Ficedula parva*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Muchołówka mała jest umiarkowanie rozpowszechnionym, nielicznym, lokalnie średnio licznym gatunkiem lęgowym, częściej spotykanym we wschodniej części kraju, a w górach do wysokości 1050–1100 m n.p.m. Gniazduje we wszystkich regionach Polski, najliczniej na Mazurach, Podlasiu, Pomorzu i we wschodniej części polskich Karpat, a lokalnie liczniej na północy Wielkopolski, na Mazowszu w rejonie Warszawy, Wyszkowa, na Podlasiu k. Siemiatycz, na Wyżynie Łódzkiej, w Górach Świętokrzyskich i na Lubelszczyźnie (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk 2004, 2007, Mitrus 2009). Krajowa populacja lęgowa szacowana jest na 20 000–40 000 par (Stajszczyk 2007), natomiast wg danych Sikory i in. (2012) — na podstawie wyników Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych — wynosi 8 000–16 000 par.

Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku, czyli co najmniej 80–200 par, gniazduje w następujących obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 bądź ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Beskid Niski (1200–1800 par), Puszcza Knyszyńska (500–1500 par), Bieszczady (700–1100 par), Pogórze Przemyskie (700–1000 par), Góry Słonne (500–700 par), Puszcza Białowieska (300–600 par), Roztocze (600 par), Lasy Iławskie (300–400 par), Ostoja Biebrzańska (250–350 par), Puszcza Borecka (251–500 par), Ostoja Drawska (180–270 par), Lasy Puszczy nad Drawą (150–300 par), Puszcza nad Gwdą (140–160 par), Puszcza Darżłubska (156–201 para), Gorce (50–150 par), Puszcza Barłinea (60–161 par) oraz Wysoczyzna Elbląska (500 par) (za Wilk i in. 2010, uaktualnione).

W ostatnich dziesięcioleciach nie odnotowano zauważalnych zmian w liczebności gatunku (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Szczegółowe badania prowadzone w Białowieskim Parku Narodowym wykazały, że liczebność pomiędzy kolejnymi sezonami może się zmieniać ponad dwukrotnie, ale trend wieloletni pozostaje stabilny (Stajszczyk 2007).



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Muchołówka mała jest gatunkiem terytorialnym, samiec śpiewa w odległości do 300 m od gniazda (Stajszczyk 2004, Mitrus 2009). Badania prowadzone w Puszczy Białowieskiej wykazały, że ok. 10% samców broniło w czasie sezonu lęgowego dwóch terytoriów. Odnotowano także przypadek poliginii — samca, który w tym samym czasie przystąpił do rozrodu z dwiema samicami (Mitrus i Soćko 2005). W grądach Puszczy Białowieskiej średnia wielkość terytorium, oznaczona na podstawie obserwacji osobników znakowanych, wynosiła 0,38 ha, wahając się od 0,15 do 0,77 ha. W optymalnych warunkach średnia odległość między centrami terytoriów wynosiła ok. 200 m, natomiast gniazda znajdowały się nawet w odległości 50 m od siebie. Obecność terytoriów uzależniona jest od występowania odpowiednich warunków siedliskowych, co sprawia, że zwykle zlokalizowane są one w sporym rozproszeniu (wyspowo), rozdzielone obszarami niezasiadlonymi (Mitrus 2009). Stwierdzona minimalna powierzchnia zasiedlanych lasów wynosiła 16 ha (Stajszczyk 2007). W literaturze zagranicznej podawano, że nie występuje w lasach o powierzchni mniejszej niż 10 ha (Dolman i in. 2007) — 12 ha (Angelstam i in. 2004). Zdaniem Angelstama i in. (2004), rzadko przystępuje do rozrodu w drzewostanach mniejszych niż 40 ha i taką przestrzeń wymienieni autorzy przyjęli jako minimalną powierzchnię odpowiedniego siedliska dla 1 pary.

Zagęszczenia muchołówki małej w pierwotnych drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego wahały się od 0,1–0,7 p/10 ha w łęgach, olsach i borach mieszanych do 0,4–1,4 p/10 ha w grądach. W Dąbrowach Krotoszyńskich występowała w zagęszczeniu 0,3 p/10 ha, w Jurze Krakowsko-Częstochowskiej — 0,5–0,9 p/10 ha, w Puszczy Bukowej k. Szczecina — 1,3–1,8 p/10 ha, w Gorczańskim Parku Narodowym — 1,4 p/10 ha, w odpowiednich biotopach na Pogórzu Przemyskim — 1,7–2,0 p/10 ha, w Roztoczańskim Parku Narodowym — 1,5–2,5 p/10 ha, w buczynie sudeckiej — 2,4 p/10 ha, a w Bieszczadzkim Parku Narodowym nawet 3,2 p/10 ha (za Wesołowski i in. 2002, 2006, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk 2007). Maksymalne zagęszczenia stwierdzone w Lesie Wiedeńskim sięgały 1 p/10 ha (Wichmann i Frank 2007), w pierwotnych drzewostanach górskich Małej Fatry na Słowacji wahały się między 0,36 a 1,27 p/10 ha (Korňan 2004a), a w lasach Estonii — 0,2–1,0 p/10 ha (Angelstam i in. 2004 za Leibak i in. 1994). Znacznie niższe zagęszczenia osiągała w Finlandii — od 0,019 do 0,026 p/10 ha krajobrazu leśnego (Jokimäki i Solonen 2011).

3. Wskazania fenologiczne

Przylot pierwszych ptaków przypada średnio na pierwszą połowę maja, choć wyjątkowo mogą pojawić się już w połowie kwietnia. Samce przylatują kilka dni przed samicami i zajmują terytoria (Stajszczyk 2004), a starsze samce przylatują wcześniej niż młodsze (Mitrus 2007). Stwierdzono, że przylot ptaków jest silnie skorelowany w temperaturą kwietniową na lęgowiskach, a także z temperaturą w marcu na trasie migracji oraz temperaturą w lutym na zimowiskach (Mitrus i in. 2005).

Składanie jaj rozpoczyna się od pierwszej dekady maja i trwa do pierwszej dekady czerwca. Po stracie lęgu na etapie składania lub wczesnego wysiadywania jaj, regularnie obserwowane są lęgi zastępcze (Mitrus 2009). Korňan (2004b) sugeruje, że w ciepłych latach, kiedy przylot na lęgowiska następuje wyraźnie wcześniej, może dochodzić do dwóch lęgów. Odlot ma miejsce od sierpnia do drugiej dekady września, choć może przeciągać się nawet do października (migrujące osobniki chwyte w sieci) (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk 2004).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Muchołówka mała występuje przede wszystkim w dużych kompleksach leśnych, zasiedlając dojrzałe (z reguły ponad 80–100-letnie), cieniste drzewostany liściaste i mieszane, głównie grądy (drzewostany ze znacznym udziałem dębu, lipy lub graba) i buczyny (w górach także jaworzyny i lasy zboczowe z klonem, lipą, wiązem, niżej z dębem; Ł. Kajtoch — mat. niepubl.), a na wschodzie Polski dość licznie występuje w lasach z dominującą osiką i brzozą. Unika drzewostanów młodszych niż 40–50 lat (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk 2004, 2007, Wichmann i Frank 2007, Mitrus 2009), natomiast wg Angelstama i in. (2004), jedynie drzewostany starsze od 80 lat są dla niej odpowiednie. W wielu lokalizacjach wykazuje przywiązanie do fragmentów ze znacznym udziałem graba (Mitrus i in. 2006, Wichmann i Frank 2007). Na Mazowszu w drzewostanach budowanych głównie przez gatunki drzew o twardym drewnie (dąb, grab) wybiera często fragmenty, w których domieszkę stanowi brzoza (T. Figarski — mat. niepubl.). Preferuje lasy o powierzchni co najmniej 40 ha i o kształcie możliwie najbardziej kolistym oraz stopniu zadrzewienia >0.8 (Brazaitis i Angelstam 2004).

W graniczących z Polską landach północno-wschodnich Niemiec — Brandenburgii i Meklemburgii-Pomorzu Przednim — zasiedla drzewostany bukowe w wieku powyżej 120 lat; uważana jest przy tym za gatunek wskaźnikowy dla buczyn. Unika drzewostanów w fazie rozpadu, preferując ciemne, gęste lasy bukowe cechujące się wysoką wilgotnością powietrza (Winter i in. 2005). Również na Węgrzech spotykana jest w ponad 100-letnich drzewostanach z przewagą buka (Csaba 2000). Na Litwie występuje w lasach z dominującym świerkiem i brzozą, z domieszką osiki, dębu i olszy czarnej, przy średnim wieku drzewostanu wynoszącym 60 lat (Brazaitis i Kėstutis 2009, Brazaitis 2011). W lasach górskich na Słowacji za jej optymalne siedlisko uważa się pierwotne różnowiekowe drzewostany jodłowo-bukowe rosnące na wysokości 825–1123 m n.p.m. (Korňan 2004a). Moning i Müller (2008) stwierdzili z kolei, w odniesieniu do środkowoeuropejskich lasów górskich, że dla zachowania pełnego spektrum gatunków gniazdujących w dziuplach i związanych z dojrzałymi drzewostanami (w tym i muchołówki małej), ich wiek powinien przekraczać 200–220 lat.

Brazaitis i Angelstam (2004) uznają muchołówkę małą za dobry gatunek wskaźnikowy dla lasów naturalnych.

Istotne znaczenie dla jej występowania mają martwe, stojące drzewa, których udział (w sytuacji idealnej) powinien stanowić ok. 20% liczby drzew. Do gniazdowania zwykle wykorzystuje drzewa liściaste, często martwe lub ich fragmenty (Mitrus i Soćko 2004, Mitrus i in. 2006). Ważne są przy tym martwe drzewa dużych rozmiarów (Winter i in. 2005). Pozytywny wpływ na występowanie gatunku ma też miąższość leżących pni martwych drzew (Wichmann i Frank 2007). Jako miejsca gniazdowania wybiera najczęściej płytkie dziuple o dużych otworach, szczeliny złamanych drzew, szczeliny drzew pękniętych, przestrzenie za odstającą korą (Stajszczyk 2004, Mitrus 2009), stąd też ważne jest zachowanie drzew obfitujących w tego typu potencjalne miejsca do założenia gniazda — drzew osłabionych, obumierających, uszkodzonych, z martwymi konarami, gałęzistych. Mnogość tego rodzaju elementów znajduje muchołówka w drzewostanach w fazie terminalnej, w których spotykana jest najczęściej (Winter i in. 2005). Pożądane jest także pozostawianie złomów, gdyż gniazdo muchołówki małej usytuowane jest zazwyczaj stosunkowo nisko, średnio na wysokości 5–6 m, a ptak wykazuje przy tym preferencje do drzew martwych (Štastný 1970, Mitrus i Soćko 2004). Zasadniczo co roku gniazduje w nowych miejscach (Mitrus i Soćko 2004), konieczne jest więc zapewnienie odpowiedniej podaży potencjalnych miejsc gniazdowych.

Badania prowadzone w Lesie Wiedeńskim wykazały, że muchołówki preferowały fragmenty drzewostanów starych (mediana 136 lat) położone w bliskiej odległości od śródleśnych rowów, co wskazywać może na istotne znaczenie podmokłych/wilgotnych fragmentów drzewostanu w pobliżu wód, choć z drugiej strony — zdaniem Wichmanna i Franka (2007) — może to wynikać z mniej intensywnej gospodarki leśnej w ta-

kich miejscach. Obserwacje te potwierdzają badania litewskie (Brazaitis i Késtutis 2009, Brazaitis 2011), z których wynika, iż w przypadku 70% stanowisk muchołówki, w odległości do 60 m od miejsc obserwacji śpiewających samców znajdowały się wody powierzchniowe, choćby niewielkie zabagnienia z wodą występującą na powierzchni gruntu. Zdaniem autorów, płytkie wody powierzchniowe kształtują rozmieszczenie tego gatunku, będąc siedliskami zasobnymi w owady. Na Pogórzu Karpackim często występuje w lasach w sąsiedztwie potoków (lasy zboczowe w wąwozach) i źródlisk (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.).

W Lesie Wiedeńskim występowanie muchołówki było ponadto pozytywnie skorelowane z wysoką aktywnością naziemnych roślinożerców, co wyrażało się w słabo rozwiniętej warstwie krzewiastej i runie. W 88% terytoriów warstwa krzewów była nieobecna (Wichmann i Frank 2007). Również na Litwie w miejscach występowania muchołówki średnie pokrycie powierzchni przez krzewy wynosiło zaledwie 11,7%, a średnie zwarcie piętra górnego (drzewa powyżej 10 m wysokości) wynosiło 76% (Brazaitis i Késtutis 2009, Brazaitis 2011). Na Mazowszu preferuje cieniste drzewostany ze słabo rozwiniętym podszytem, ale jednocześnie z wyraźnie ukształtowanym, zwartym dolnym piętrzem drzewostanu (T. Figarski — mat. niepubl.).

Do żerowania wykorzystuje raczej niższe warstwy drzewostanu. Żeruje najczęściej na drzewach (pobierając głównie pokarm z liści), w mniejszym stopniu chwytając owady w powietrzu oraz, rzadko, na ziemi (Korňan 2000).

Muchołówka mała jest typowym gatunkiem wnętrza lasu. W jej przypadku bardzo wyraźnie zaznacza się negatywny efekt brzegu lasu, którego wyraźnie unika (nie stwierdzana w odległości mniejszej niż 50 m od terenów otwartych). W tym kontekście wpływ wykonywanych cięć wydaje się być większy niż naturalnie powstających luk w drzewostanie (Brazaitis i Angelstam 2004, Brazaitis i Pételis 2004, Angelstam i in. 2004). Bliższość ściany lasu ma negatywny wpływ na występowanie gatunku — w badaniach litewskich 55% stanowisk było zlokalizowanych w odległości większej niż 300 m od brzegu drzewostanu. Średni dystans od brzegu wynosił 170 m, a ptaków nie obserwowano w odległości mniejszej niż 60 m od niego. Jedynie w 6% przypadków, w sąsiedztwie śpiewających samców odnotowano niewielkie luki (nieciągłości) w pokryciu koron drzew (Brazaitis i Késtutis 2009, Brazaitis 2011). Również z badań Fullera (2000) wynika, że gatunek ten unika luk w drzewostanie, preferując wyraźnie miejsca z ciągłym pokryciem koron drzew.

Na tej podstawie muchołówkę małą można uznać za najsilniej, spośród wszystkich drobnych dziuplaków leśnych, związaną z wnętrzem lasu (Brazaitis i Pételis 2004, Dolman i in. 2007).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez muchołówkę małą:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 91I0 Ciepłolubne dąbrowy.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Drzewostany mieszane oraz liściaste w młodszym wieku niż wskazane w pkt 4 lub z niewielkim udziałem martwego drewna (intensywnie zagospodarowane). Nielicznie występuje w borach świerkowych i sosnowych, jeśli tylko zawierają podrost drzew liściastych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Może także występować w dojrzałych świerczynach z nielicznymi starymi bukami (Stajszyk 2004) oraz w litych drzewostanach świerkowych i świerkowo-sosnowych (Angelstam i in. 2004). Lokalnie spotykana jest w drzewostanach na peryferiach osiedli ludzkich, w parkach oraz w większych zadrzewieniach śródpolnych (Stajszyk 2004, 2007).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — zwarty płat lasu o powierzchni cn. 40 ha położony w rozległym kompleksie leśnym i nieprzylegający do brzegu drzewostanu + średni wiek drzewostanu >100 lat + udział gatunków liściastych w płacie > 80% + zwarcie co najmniej „pełne” + pokrycie przez podrost/podszyt <15% + obecność obszarów podmokłych/cieków wodnych + [min. 20 uszkodzonych/obumierających/martwych drzew o pierśnicy > 25 cm na hektar lub brak zabiegów gospodarczych (w tym cięć sanitarnych) w okresie ostatnich 15 lat].

FV-2 (umiarkowany) — zwarty płat lasu o powierzchni cn. 30 ha położony w rozległym kompleksie leśnym i nieprzylegający do brzegu drzewostanu + średni wiek drzewostanu >80 lat + udział gatunków liściastych w płacie >70% + zwarcie co najmniej „umiarkowane” + pokrycie przez podrost/podszyt <25% + obecność obszarów podmokłych/cieków wodnych + [min. 10 uszkodzonych/obumierających/martwych drzew o pierśnicy >25 cm na hektar lub brak zabiegów gospodarczych (w tym cięć sanitarnych) w okresie ostatnich 10 lat].

U1 (niezadowalający) — zwarty płat lasu o powierzchni cn. 20 ha, nieprzylegający do brzegu drzewostanu lub większy, ale z obecną strefą brzeżną na granicy z powierzchnią otwartą i/lub przerwami w zwarcu koron drzew + średni wiek drzewostanu >50 lat + udział gatunków liściastych w płacie >50% + zwarcie co najmniej „umiarkowane” + pokrycie przez podrost/podszyt < 40% + [min. 5 uszkodzonych/obumierających/martwych drzew o pierśnicy >25 cm na hektar lub brak zabiegów gospodarczych (w tym cięć sanitarnych) w okresie ostatnich 5 lat].

U2 (zły) — płaty lasów liściastych >15 ha, niespełniające co najmniej jednego z kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji (80–200 par) w jednej ostoi, zakładając minimalną powierzchnię siedliska dla jednej pary — 40 ha, konieczne jest zachowanie min. 3200–8000 ha siedlisk wymienionych w pkt. 6 o kryterium FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania mucholówki małej.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Głównym zagrożeniem dla gatunku jest utrata siedlisk na skutek prowadzenia gospodarki leśnej powodującej fragmentację kompleksów leśnych i zwiększanie udziału strefy brzeżnej, a także ograniczanie powierzchni obszarów podmokłych, melioracje (Brazaitis i Angelstam 2004, Brazaitis i Kėstutis 2009). Ponadto wycinanie starszych drzewostanów liściastych i zmniejszanie udziału starodrzewów. Zagrożenie stanowi także usuwanie drzew dziuplastych, martwych (w tym w zaawansowanym stanie rozkładu, z próchnowiskami) i zamierających; niedostateczna ilość martwego drewna.

Muchołówka wyraźnie unika obszarów, gdzie prowadzona są prace z zakresu gospodarki leśnej (Wichmann i Frank 2007). Zagroženiem są prace leśne prowadzone w obrębie lub w bezpośrednim sąsiedztwie terytoriów muchołówek małych w okresie lęgowym, gdyż mogą one doprowadzić do opuszczenia stanowiska (T. Figarski — mat. niepubl.).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- zwiększanie powierzchni obszarów leśnych objętych ochroną bierną, zwłaszcza drzewostanów liściastych w starszych klasach wieku (ponad 100-letnich),
- niezmniejszanie udziału starodrzewów,
- pozostawianie w drzewostanach wszystkich drzew dziuplastych, martwych, złomów oraz dążenie do pozostawiania drzew zamierających gatunków liściastych,
- pozostawianie w drzewostanach drzew gatunków o miękkim drewnie (brzoza, osika),
- dążenie do osiągnięcia udziału martwego drewna (w różnych stadiach rozkładu) w całkowitej miąższości drzewostanu na poziomie co najmniej 5% (Brazaitis i Angelstam 2004),
- przebudowa borów na drzewostany mieszane i liściaste,
- wykonywanie cięć powierzchniowych w formie skoncentrowanej — na większych, ale mniej licznych powierzchniach i o bardziej zwartym kształcie (Brazaitis i Kėstutis 2009),
- zachowywanie i odtwarzanie obszarów podmokłych.

Wskazania negatywne:

- usuwanie martwego drewna, a także drzew dziuplastych, zamierających, złomów itp.,
- zmniejszanie udziału starodrzewów,
- prowadzenie prac leśnych w miejscach występowania muchołówki małej w okresie od początku maja do końca lipca,
- „fragmentacja” kompleksów leśnych przy wykonywaniu rozproszonych cięć zupełnych (w tym gniazdowych), a także cięć częściowych rozluźniających zwarcie drzewostanu,
- fragmentacja kompleksów leśnych na skutek rozwoju infrastruktury liniowej,
- melioracje i osuszanie obszarów podmokłych.

Tomasz Figarski

Literatura

- Angelstam P., Roberge J. M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosinski Z., Kurlavicius P., Lärmanis V., Lükins M., Mikusinski G., Račinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation — a review of parameters for focal forest birds. *Ecol. Bull.* 51: 427–453.
- Brazaitis G. 2011. Forest interior species red-breasted flycatcher *Ficedula parva* habitat selection and conservation in intensive management areas. The Fifth International Scientific Conference: Rural Development 2011. *Proc. Vol. 5, Book 2*: 26–29.
- Brazaitis G., Angelstam P. 2004. Influence of edges between old deciduous forest and clearcut on the abundance of passerine hole-nesting birds in Lithuania. *Ecol. Bull.* 51: 209–217.

- Brazaitis G., Pételis K. 2004. The edge effect on bird community development after clear cutting in adjacent old forest. Transactions of the Faculty of Forestry, Estonian Agricultural University 37: 44–49.
- Brazaitis G., Késtutis P. 2009. Habitat selection of the red-breasted flycatcher *Ficedula parva* and recommendations for conservation. 5th International Conference "Research and conservation of Biological Diversity in Baltic Region". Book of Abstracts. Daugavpils.
- Csaba N. 2000. A kis légykapó (*Ficedula parva*) élőhelyválasztása a Kőszegi-hegységben. Ornis Hung. 10: 79–85.
- Dolman P. M., Hinsley S. A., Bellamy P. E., Watts K. 2007. Woodland birds in patchy landscapes: the evidencebase for strategic networks. Ibis 149: 146–160.
- Fuller R. J. 2000. Influence of treefall gaps on distributions of breeding birds within interior old-growth stands in Białowieża Forest, Poland. Condor 102: 267–274.
- Korňan M. 2000. Interspecific foraging substrate preferences among flycatchers in a primeval mixed forest (Šrámková National Nature Reserve). Oecologia 9: 36–43.
- Korňan M. 2004a. Structure of the breeding bird assemblage of a primeval beech-fir forest in the Šrámková National Nature Reserve, the Malá Fatra Mts. Biologia, Bratislava, 59: 219–231.
- Korňan M. 2004b. The first record of double breeding of red-breasted flycatcher (*Ficedula parva*) in the world? Biologia, Bratislava, 59: 232–234.
- Jokimäki J., Solonen T. 2011. Habitat associations of old forest bird species in managed boreal forests characterized by forest inventory data. Ornis Fenn. 88: 57–70.
- Leibak E., Lilleleht V., Veromann H. (eds). 1994. Birds of Estonia: status, distribution and numbers. Estonian Academy Publ., Tallinn.
- Mitrus C. 2007. Is the later arrival of young male red-breasted flycatchers (*Ficedula parva*) related to their physical condition? J. Ornithol. 148: 53–58.
- Mitrus C. 2009. Mucholówka mała *Ficedula parva*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 583–589.
- Mitrus C., Soćko B. 2004. Natural nest sites of the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. Acta Ornithol. 39: 53–57.
- Mitrus C., Soćko B. 2005. Polyterritoriality and the first record of polygyny in the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. Acta Ornithol. 40: 170–172.
- Mitrus C., Sparks T. H., Tryjanowski P. 2005. First evidence of phenological change in a transcontinental migrant overwintering in the Indian sub-continent: the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva*. Ornis Fenn. 82: 13–19.
- Mitrus C., Kleszko N., Soćko B. 2006. Habitat characteristics, age, and arrival date of male Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva*. Ethol Ecol Evol 18: 33–41.
- Moning C., Müller J. 2008. Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. Forest Ecol. Manage. 256: 1198–1208.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.
- Stajszczyk M. 2004. *Ficedula parva* (Bechst., 1794) — mucholówka mała. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8 (cz. II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 340–343.
- Stajszczyk M. 2007. Mucholówka mała *Ficedula parva*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2000. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 418–419.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wesołowski T., Tomiałojć L., Mitrus C., Rowiński P., Czeszczewik D. 2002. The breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. Acta Ornithol. 37: 27–45.
- Wesołowski T., Rowiński P., Mitrus C., Czeszczewik D. 2006. Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the beginning of the 21st century. Acta Ornithol. 41: 55–70.

Štastný K. 1970. Několik pozorování o hnízdní bionomii lejska malého (*Ficedula parva*). Sylvia 18: 81–93.

Wichmann G., Frank G. 2007. Habitat choice of Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva* is dependent on forestry management and game activity in a deciduous forest in Vienna (Austria). Bird Study 54: 289–295.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E., Möller E. 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. For. Snow Landsc. Res. 79: 127–144.

Nurogęś *Mergus merganser*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Obszar gniazdowania nurogęsia w Polsce aktualnie obejmuje przede wszystkim północną (Suwalszczyzna, Mazury, Warmia, Kujawy, Pomorze) i zachodnią (Lubuskie, Dolny Śląsk) część kraju. W większym rozproszeniu gnieździ się na Podlasiu, Polesiu, Mazowszu i w Świętokrzyskiem. W ostatnich dwóch dekadach zasiedlił Podkarpacie, Karpaty i dolinę górnej Odry (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Mohr i in. 2007). Krajowa populacja tego gatunku szacowana jest na 900–1000 par (Mohr i in. 2007, Sikora i in. 2012), jednak liczebność ta jest zaniżona, ponieważ prawie nie uwzględnia rozwijającej się populacji podkarpacko-karpackiej. Można przyjąć, że aktualnie w Polsce gniazduje co najmniej 1100–1200 par nurogęsia, a najprawdopodobniej liczebność ich jest jeszcze większa. Nurogęś najliczniej zasiedla pojezierza Pomorskie, Mazurskie i Suwalsko-Augustowskie, a także doliny większych rzek nizinnych w dorzeczach Odry i Wisły (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Mohr i in. 2007). Dawniejsze szacunki liczebności wynoszą ok. 120 gniazdujących samic dla Polski północno-wschodniej, ale aktualnie w samej Puszczy Augustowskiej gniazduje 60–80 par (Zawadzka i in. 2011), 150 na Pomorzu, 160–270 samic dla dorzecza Odry (Mizera i in. 1994), przy czym nowsze dane dla samego Śląska to ok. 150 par, ok. 150 par w dolinie Wisły, po ok. 20 par na Kielecczyźnie i w Lubelskiem (Mohr i in. 2007), a w Zachodnich Karpatach z przyległym Podkarpaciem ocena 100 par (Kajtoch i in. 2010) jest już nieaktualna i obecnie gniazduje tam prawdopodobnie co najmniej 200–300 par tych ptaków, chociaż nie wszystkie z nich przystępują do rozrodu (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.), bliżej nieznaną jest liczebność tego gatunków w środkowej i wschodniej części Karpat. Liczne populacje występują np. w Borach Tucholskich (do 120 par), Dolinie Dolnej Wisły (60 par) i Dolinie Środkowej Wisły (90–120 par).



fot. G. Zawadzki

Nurogęś wyraźnie rozszerza swój zasięg i liczebność. Od lat 90. XX w. trwa ekspansja w Karpatach (Włas i Mielczarek 1992, Kajtoch i in. 2010), gdzie aktualnie zasiedla prawdopodobnie większość dolin rzek pogórskich i część górskich od dorzeczy Raby na zachodzie po dorzecze Sanu na wschodzie. Dokładniejsze informacje o jej liczebności znane są jedynie z dorzeczy Raby i Dunajca, gdzie w ciągu ostatnich kilkunastu lat jego liczebność wzrosła od zera do ok. 100 par. Gatunek ten zasiedlił także dolinę górnej Odry (dolinę Olzy).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nad terytorialnością nurogęsi oszacowanie powierzchni wykorzystywanej przez parę lęgową można opierać jedynie na wartościach zagęszczeń i doświadczeniu terenowym obserwatorów. Ponadto trzacie nie są ptakami wybitnie terytorialnymi, czasami gniazdują półkolonijnie, a tokujące pary ptaków mogą zasiedlać inne miejsca niż wodzące samice. W warunkach podgórskich trzacie gniazdują w zagęszczeniach 1,5–5 par/10 km rzeki, ale lokalnie mogą gniazdować w zagęszczeniach nawet do 3 p/1 km rzeki (Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2005, Kajtoch i in. 2010). Brak w literaturze informacji dotyczących zagęszczeń nad jeziorami, które są trudne do wyliczenia z uwagi na odmienne typy siedlisk wykorzystywane przez trzacie (wody i lasy). Ostrożnie można przyjąć, że jedno terytorium tych ptaków obejmuje średnio ok. 2 km naturalnej zalesionej doliny rzecznej lub ok. 100 ha mozaiki wód stojących i lasów (w zbliżonych proporcjach).

W skład terytoriów nurogęsia muszą wchodzić zarówno tereny wodne (zbiorniki lub ciekі), jak i zadrzewienia lub lasy nadwodne.

3. Wskazania fenologiczne

Nurogęsi zimują w kraju, ale lokalne ptaki lęgowe pojawiają się najprawdopodobniej na lęgowiskach najwcześniej w marcu. Tokujące pary obserwowane są w kwietniu, później samce koczują lub odlatują na pierzowiska, a samice wodzące młode pojawiają się od ok. 15 maja do 30 czerwca. Ptaki pozostają na lęgowiskach do lipca, później koczują i przemieszczają się na żerowiska i pierzowiska. Lęgowe nurogęsi odlatują jesienią, ale terminy migracji są trudne do uchwycenia z uwagi na przyloty ptaków z północy, które licznie zimują w kraju.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Nurogęś jest gatunkiem dwuśrodowiskowym: gniazduje w dziuplach lub norach oraz budkach lęgowych, żeruje na rzekach, jeziorach i innych zbiornikach wodnych, zazwyczaj otoczonych lasem. Najliczniej występuje w nieregulowanych zalesionych dolinach i nad źródłowymi jeziorami, preferuje wody mezo- i oligotroficzne. Nad jeziorami najchętniej gniazduje na zalesionych wyspach, nad rzekami preferuje nieregulowane fragmenty dolin porośnięte łęgami lub borami. W górach zasiedla także potoki o głębokości co najmniej 0,5 m. Gatunek głównie rybożerny, warunkiem koniecznym występowania trzacy jest obecność bogatej ichtiofauny (na nizinach reprezentowanej przede wszystkim przez gatunki karpowate, w górach przez łososiowate i im towarzyszące). Gniazduje w dużych dziuplach, ale także w wykrotach, norach, okazjonalnie w budynkach, chętnie zasiedla skrzynki lęgowe (na niżu).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą wykorzystywać nurogęsi lub które mogą znajdować się w otoczeniu miejsc ich gniazdowania:

- 1130 Ujścia rzek estuaria,
- 1150 Zalewy i jeziora przymorskie laguny,
- 3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników,
- 3160 Naturalne dystroficzne zbiorniki wodne,
- 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion*,
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek,
- 3140 Twardowodne oligo i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łakami ramienic *Cheretea*,
- 3110 Jeziora lobeliowe,
- 3220 Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków,
- 3240 Zarośla wierzbowe na kamieńcach żwirowiskach górskich potoków,
- 3230 Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 91E0 Łęgi wierzbowe topolowe olszowe i jesionowe,
- 91D0 Bory i lasy bagienne.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Stawy rybne i zbiorniki zaporowe w otoczeniu lasów, częściowo uregulowane odcinki rzek w otoczeniu zadrzewień nadrzecznych, zabudowa letniskowa nad jeziorami, zalewami i innymi zbiornikami (gniazda w nieużytkowanych wiosną budynkach).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FP-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium (wodzącą samicę) oligotroficzne lub mezotroficzne jezioro(a) o łącznej powierzchni 50 ha z zadrzewionymi wyspami i/lub brzegami albo 2 km odcinek nieuregulowanej rzeki nizinnej, podgórskiej lub górskiej (potoku górskiego o głębokości min. 0,5 m), położone/y w otoczeniu (nie dalej niż 500 m) od drzewostanu o powierzchni 50 ha lub więcej obligatoryjna obecność drzew w wieku co najmniej 80 lat z obecnością dziupli dzięcioła czarnego i/lub drzew spróchniałych i/lub wykrotów, wody stojące lub ciek z bogatą ichtiofauną (na nizinach reprezentowaną przede wszystkim przez liczne gatunki karpiołate, w górach przez łososiowate i im towarzyszące; wielogatunkowy rybostan z frakcjami ryb w różnym wieku); miejsce oddalone o co najmniej 500 m od infrastruktury drogowej i zwartej zabudowy; brak intensywnej turystyki wodnej i nadwodnej do połowy czerwca.

FP-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium (wodzącą samicę) oligotroficzne lub mezotroficzne jezioro(a) o łącznej powierzchni co najmniej 25 ha z zadrzewionymi wyspami i/lub brzegami albo 1 km odcinek nieuregulowanej rzeki nizinnej, podgórskiej lub górskiej (potoku górskiego o głębokości min. 0,5 m), położone w otoczeniu (nie dalej niż 1000 m) od drzewostanu o powierzchni 25-50 ha, obligatoryjna obecność drzew w wieku co najmniej 80 lat z obecnością dziupli dzięcioła czarnego i/lub drzew spróchniałych i/lub wykrotów, wody stojące lub ciek z bogatą ichtiofauną (na nizinach reprezentowaną przede wszystkim przez liczne gatunki karpiołate, w górach przez łososiowate i im towarzyszące; wielogatunkowy rybostan z frakcjami ryb w różnym wieku); miejsce oddalone o co najmniej 250 m od infrastruktury drogowej i zwartej zabudowy; brak intensywnej turystyki wodnej i nadwodnej do przynajmniej początku czerwca.

U1 (niezadowolający) — przypadający na 1 terytorium (wodzącą samicę) staw(y) lub zbiornik(i) zaporowy o łącznej powierzchni 50 ha z częściowo zadrzewionymi wyspami i/lub brzegami albo częściowo uregulowane (do 50% ciągu koryta) odcinki rzek nizinnych, podgórskich lub górskich, położone w otoczeniu (nie dalej niż 1000 m) od drzewostanu, fakultatywna obecność drzew w wieku co najmniej 80 lat z obecnością dziupli dzięcioła czarnego i/lub drzew spróchniałych i/lub wykrotów, wody stojące lub cieki z dość ubogą ichtiofauną (nieliczne gatunki ryb, populacje jednowiekowe), miejsce oddalone o co najmniej 100 m od infrastruktury drogowej i zwartej zabudowy.

U2 (zły) — zbiorniki i cieki nie spełniające kryteriów FV-1, FV-2 i U1, w tym całkowicie uregulowane odcinki rzek i zbiorniki silnie zurbanizowane, daleko od starych drzewostanów.

Dla utrzymania 1% populacji (12 par) w jednej ostoi, zakładając terytorium na 2-km odcinek naturalnej zalesionej doliny rzecznej lub ok. 100 ha mozaiki wód stojących i lasów, konieczne jest zachowanie min. 24 km naturalnej doliny lub 1200 ha mozaiki wodno-leśnej w typie siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów i wód, zarówno z przyczyn naturalnych jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania nurogęsi.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia dla nurogęsi związane są z:

- regulacją i utrzymaniem umocnień hydrotechnicznych w korytach rzecznych, w tym usuwaniem wykrotów z koryt rzecznych (miejsca gniazdowania) oraz wysp i odsypów (miejsca odpoczynku wodzących samic),
- zrzutami wody ze zbiorników zaporowych w okresie wodzenia piskląt (maj–lipiec),
- odlesianiem dolin rzecznych i okolic jezior,
- usuwaniem drzew w starszych klasach wieku (80-letnich i starszych), w tym drzew dziuplastych oraz martwego drewna (złomów, wykrotów),
- zanieczyszczeniem wód stojących i płynących, zarówno fizycznym, jak i chemicznym,
- spadkiem różnorodności i obfitości rybostanu, zarówno w wyniku degradacji wód jak i przełowienia,
- zabudową dolin rzecznych i pojezierzy, intensyfikacją turystyki wodnej i nadwodnej w okresie letnim i w okresie pierzenia,
- lokalizacją infrastruktury drogowej w sąsiedztwie miejsc gniazdowania (szczególnie w dolinach rzecznych),
- drapieżnictwem (potencjalny negatywny wpływ obcych gatunków takich jak norka amerykańska i szop pracz),
- potencjalnie niewielką zmiennością genetyczną izolowanych populacji (szczególnie na południu kraju).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- ochrona rezerwatowa lub w parkach narodowych naturalnych śródlęśnych jezior i naturalnych śródlęśnych dolin rzecznych;
- zaniechanie intensywnej gospodarki leśnej w lasach nadrzecznych (usuwanie drzew dziuplastych i martwych, odlesianie otoczenia rzek i jezior, prace leśne wykonywane w trakcie sezonu lęgowego)

- i umiarkowana gospodarka leśna w otoczeniu jezior (rębnie częściowe, małopowierzchniowe, pozostawianie drzew dziuplastych, wykrotów i złomów, prowadzone poza okresem wysiadki: połowa kwietnia–maj);
- zaniechanie regulacji i utrzymywania umocnień hydrotechnicznych na zalesionych fragmentach dolin rzecznych;
- działania zmierzające do poprawy jakości wody oraz rybostanu (przeciwdziałanie zanieczyszczeniu i przełowieniu);
- odstąpienie od zabudowy mieszkalnej i drogowej otoczenia śródleśnych jezior i rzek;
- zaniechanie sportów wodnych i nadwodnych w okresie lęgowym (kwiecień–czerwiec),
- eliminacja drapieżników obcego pochodzenia (norka i szop prac).

Łukasz Kajtoch

Literatura

- Kajtoch Ł., Baziak T., Mazgaj Sz., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2010. Ekspansja trzciny nurogęsi *Mergus merganser* w zachodnich Karpatach w latach 1999–2009. *Ornis Pol.* 4: 302–304.
- Kajtoch Ł., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2005. Zasiadanie dorzecza Raby przez nurogęsia *Mergus merganser*. *Not. Ornitol.* 46: 243–246.
- Mizera T., Uhlig R., Kalisiński M., Mundt J., Czeraskiewicz R. 1994. Brutverbreitung, Mauser, Nichtbrüter – und Winterbestand des Gänseängers *Mergus merganser* im Einzugsgebiet der Oder. *Vogelwelt* 115: 155–162.
- Mohr A., Górski W., Wiatr B. 2007. Nurogęś *Mergus merganser*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 86–87.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński Ł., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. *Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany*. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Walaś K., Mielczarek P. (red.) 1992. *Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992*. Biol. Sile. Wrocław.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB200002 Puszcza Augustowska w 2010 roku. *Stud. Mat. CEPL, Rogów* 13: 89–104.

Orlik krzykliwy *Aquila pomarina*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Orlik krzykliwy jest bardzo nielicznym, krajowym gatunkiem lęgowym, zasiedlającym niewiele ponad 20% powierzchni kraju (Rodziewicz i in. 2007). Obszar Polski stanowi południowo-zachodnią granicę występowania orlika krzykliwego, a rozmieszczenie tego gatunku w kraju jest nierównomierne. Zwarty zasięg obejmuje głównie wschodnią i północno-wschodnią część kraju — od Warmii przez Mazury, Podlasie, Lubelszczyznę, aż do Podkarpacia i Małopolski włącznie. Oderwana od tego zasięgu, choć przestrzennie i liczebnie znacząca, jest populacja zachodniopomorska. Pozostałe obszary sporadycznego występowania to Polska Centralna (województwo mazowieckie, północna część łódzkiego i świętokrzyskiego oraz południowo-wschodni skraj kujawsko-pomorskiego), a także izolowana populacja na Opolszczyźnie. Najliczniej orlik krzykliwy występuje na Warmii i Mazurach, gdzie może aktualnie gniazdować 40% krajowej populacji gatunku (ok. 1000 par). Reszta znaczących populacji: zachodniopomorska, karpacka, lubelska i podlaska liczą po około 300 par. Zagęszczenie populacji lęgowej w obrębie zwartego arealu w Polsce kształtuje się przeważnie w przedziale od 1 do 5 par/100 km². Lokalnie (Warmia, Beskid Niski) może jednak przekraczać 10 par/100 km² (Cenian i in. 2006, Cenian 2009). Krajowa populacja gatunku obecnie szacowana jest przez Komitet Ochrony Orłów na 2300–2700 par (Mirski i in. 2013). Wyniki uzyskane w ramach Monitoringu Ptaków Drapieżnych wskazują na jeszcze wyższą liczebność (Neubauer i in. 2011), jednak bazują na danych bardziej wrywkowych, ekstrapolowanych z powierzchni monitoringowych, znajdujących się w połowie poza arealem występowania gatunku. W skali całego kraju liczebność orlika krzykliwego jest stabilna. Wzrost populacji zauważalny jest na Warmii i Mazurach, a spadek w Beskidzie Niskim, Bieszczadach i na Lubelszczyźnie (Mirski i in. 2013). Na Podlasiu zanotowano lokalnie zarówno spadek, jak i wzrost populacji (Pugacewicz 2010, 2011). Rozpowszechnienie gatunku oszacowane w ramach programu Monitoringu Ptaków Drapieżnych wynosiło



fot. G. Zawadzki

w 2007 r. 33,3%, a w kolejnych latach (2006–2012) wzrosło, maksymalnie do poziomu 44,9%. Wskaźniki te nie są precyzyjne, ale są częściowo zbieżne z obserwacjami ornitologów. Zasięg występowania orlika krzykliwego nieznacznie się powiększył w ostatnich dwóch dekadach, wypełniając niezasiedlone do tej pory obszary na terenie Warmii i Mazur, a także prawdopodobnie uległ zwiększeniu na Mazowszu (Mirski i in. 2013).

Jako obszary istotne dla zachowania gatunku należy traktować ostoje o liczebności populacji lęgowej na poziomie co najmniej 23 par (1% populacji krajowej). Kryterium to spełniają następujące obszary: Beskid Niski, Ostoja Warmińska, Puszcza Piska, Bieszczady, Puszcza Knyszyńska, Puszcza Białowieska, Dolina Pasłęki, Pogórze Przemyskie, Góry Słonne, Puszcza Augustowska, Puszcza Solśka, Ostoja Biebrzańska, Roztocze, Ostoja Drawska, Ostoja Iłńska, Puszcza Napiwodzko-Ramucka. To kryterium spełniają ponadto dwie ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) — Ostoja Mircze i Lasy Sieniawskie.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połgowym

Wielkość rewirów orlika silnie uzależniona jest od jakości żerowisk (krajobrazu rolniczego). W warunkach intensywnej gospodarki rolnej, prowadzonej we wschodnich Niemczech, średnia wielkość rewirów orlika była prawie 2,5-krotnie większa (2710 ha) niż na Łotwie (1140 ha) (Scheller i in. 2001). Ponadto badania prowadzone przy użyciu nadajników GPS wykazały, że wielkość rewirów może osiągać nawet od 3280 do 17230 ha (średnio 7230 ha) (Langgemach i Meyburg 2011). Wielkość rewirów silnie zależy od płci śledzonego ptaka (samice mają zdecydowanie mniejsze rewiry we wczesnych stadiach sezonu lęgowego), a także zmienia się w czasie sezonu (w zależności od dostępności pokarmu, modyfikowanej zabiegami agrotechnicznymi) oraz między sezonami (w zależności od dostępności ofiar regulowanej cyklami liczebności w przypadku gryzoni). W Polsce badania wielkości rewirów prowadzone na Warmii techniką obserwacji z punktów widokowych wskazują, że przy wysokich zagęszczeniach (20 p/100 km²) rewiry mogą nie przekraczać 500 ha i nakładać się na siebie nawet w 50%. Wstępne wyniki badań telemetrycznych nad Biebrzą oraz na Lubelszczyźnie wskazują, że wielkość rewirów w krajobrazie zdominowanym przez średnio intensywnie eksploatowane użytki zielone, wynosiła około 900–1000 ha. Jednakże wielkość rewiru jednego samca, różniła się pomiędzy dwoma sezonami ponad 3-krotnie, czego przyczyną były rzadkie, ale odbywające się na znaczne odległości wyprawy łowieckie. Większość polowań prowadzona była w odległości do 2 km od gniazda, ale niekiedy ptaki leciały na odległość do 5 km lub wyjątkowo więcej od gniazda (Maciorowski i Mirski 2013). W przypadku orlików śledzonych telemetrycznie w 2012 roku w Ostoi Mircze na Lubelszczyźnie, regularnie notowano oddalanie się osobników na odległość do 6 km od gniazda (J. Wójciak — inf. ustna). W tym wypadku przelatywanie na tak dużą odległość powodowane jest prawdopodobnie polowaniem orlików na większe ofiary (chomiki europejskie), co zwiększa opłacalność dalekich wędrówek po pokarm. Sąsiadujące rewiry orlików mogą się ze sobą znacznie nakładać, jeśli ich żerowiska są wystarczająco zasobne. Należy wziąć to pod uwagę, zwłaszcza podczas szacowania efektów zabiegów zarówno obniżających, jak i zwiększających jakość żerowisk orlików.

3. Wskazania fenologiczne

Orlik krzykliwy spędza w Polsce niecałe 6 miesięcy w roku. W pierwszej i drugiej dekadzie września większość orlików rozpoczyna jesienną migrację na zimowiska, które znajdują się, aż w południowej Afryce. Do Polski orliki wracają w pierwszej i drugiej dekadzie kwietnia, choć pierwsze osobniki mogą pojawiać się już pod koniec marca. Za sezon lęgowy orlika krzykliwego należałoby uznać okres od początku kwietnia

do końca września. Spokój w miejscach gniazdowania jest szczególnie istotny w pierwszych czterech miesiącach sezonu lęgowego (kwiecień–lipiec). Pisklęta opuszczają gniazda najczęściej na przełomie lipca i sierpnia, ale po tym okresie ptaki mogą jeszcze powracać do gniazda na karmienie.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Orlik krzykliwy gniazduje najczęściej w dojrzałych drzewostanach, często podmokłych i o urozmaiconym podszycie, przeważnie do kilkuset metrów w głąb lasu (Mirski 2009, Zub i in. 2010). Preferencje w stosunku do miejsc gniazdowania różnią się pomiędzy populacjami nizinnymi, wyżynnymi i górskimi. Na nizinach, w Polsce północno-wschodniej i całej północnej części zasięgu orlika krzykliwego wyraźnie preferowanym gatunkiem drzewa gniazdowego jest świerk (Mirski i in. 2013, Väli i in. 2004). W górach orlik krzykliwy najczęściej gniazduje na jodle i świerku (M. Stój — mat. niepubl.). Natomiast na Wyżynie Lubelskiej orliki najczęściej gniazdują na sosnach (J. Wójciak — mat. niepubl.). Szeroko rozprzestrzenione gatunki drzew, takie jak olsza czarna, brzoza, sosna i dąb stanowią istotny udział wśród drzew gniazdowych na obszarze większości kraju.

Żerowiskami orlika krzykliwego są najczęściej rozległe użytki zielone oraz mozaika łąk, pastwisk i upraw w krajobrazie rolniczym (Mirski 2009, Zub i in. 2010). Obszary zdominowane przez pola uprawne również stanowią żerowiska orlika krzykliwego, ale głównie na Warmii i Wyżynie Lubelskiej. Niezwykle istotne w żerowiskach orlika krzykliwego są również nawet niewielkie połacie nieużytków, oczek wodnych, zakrzaczeń, szuwarów oraz wszelkich innych elementów krajobrazu, wzbogacające jego różnorodność i zapewniające miejsca rozrodu dla głównych ofiar orlików, czyli gryzoni, płazów i drobnych ptaków.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których orlik krzykliwy może:

— gniazdować

- 91D0 Lasy i bory bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,
- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9410 Górskie bory świerkowe;

— żerować

- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 6520 Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie.

Orlik krzykliwy, jako duży drapieżnik krajobrazu rolniczego, korzysta z szerokiego spektrum siedlisk, w dodatku rozprzestrzenionych na znacznym areale. Atrakcyjność eksploatowanych przez niego obszarów żerowiskowych zależy w przeważającej mierze od ich różnorodności, a nawet od przestrzennego i czasowego zróżnicowania ich rolniczego wykorzystania. Większość żerowisk tego gatunku może być klasyfikowana jako antropogeniczne układy roślinności i nie znalazły się na powyższej liście. Potencjalnie udział wszystkich, niewymienionych wyżej, otwartych siedlisk przyrodniczych będzie wpływał korzystnie na jakość żerowisk orlika, jeśli wzbogacają one mozaikowość krajobrazu w skali danego terytorium orlika.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Ponieważ sposób użytkowania terenów otwartych wydaje się w większym stopniu determinować jakość żerowisk tego gatunku niż szczegółowo określony typ siedliska przyrodniczego, nie jest możliwe wskazanie siedlisk suboptymalnych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — urozmaicone pod względem gatunku i struktury pionowej drzewostany, w wieku powyżej 80 lat, przylegające do żerowisk w postaci użytków zielonych albo drobnej mozaiki upraw i łąk o powierzchni co najmniej 1000 ha. Tereny otwarte, charakteryzujące się dużym rozdrobnieniem własności, a przez to zróżnicowaniem sposobów, intensywności i terminów użytkowania. Żerowiska urozmaicone elementami naturalnego krajobrazu i spontanicznej wegetacji w postaci śródpolnych oczek, rozlewisk, zakrzazzeń, zadrzewień, miedzi i szuwarów, stanowiących jednakże nie więcej niż 20% żerowiska (rozumianego jako obszary otwarte w promieniu 2 km od gniazda). Brak lub niski stopień zabudowy, zwłaszcza w postaci zabudowy rozproszonej.

FV-2 (umiarkowany) — gdy jedno z kryteriów FV-1 nie jest spełnione, np. drzewostany młodsze niż 80 lat, bądź oddalone od dogodnych żerowisk o 500–1000 m. Niski stopień mozaikowości krajobrazu, w tym także zróżnicowania terminów pokosów. Żerowiska o powierzchni 800–1000 ha.

U1 (niezadowolający) — Drzewostany młodsze niż 60 lat lub znacznie oddalone od żerowisk (powyżej 1 km). Żerowiska w większości zbyt intensywnie użytkowane lub przeciwnie — koszone bardzo późno albo wcale, zarastające. Duży stopień monokulturyzacji upraw, w krajobrazie brak elementów nieużytkowanych rolniczo. Duży stopień zaburzenia żerowiska zabudową rozproszoną.

U2 (zły) — obszar niespełniający kryteriów FV i U1, w tym głównie brak dojrzałych lasów, intensywna gospodarka rolna, monokulturyzacja upraw.

Zachowanie odpowiednich biotopów dla 1% krajowej populacji orlika krzykliwego (23 pary) wymaga utrzymania tradycyjnego rolnictwa (kryteria FV-1 opisane powyżej) na obszarze co najmniej 15–20 tys. ha (rewiry mogą się częściowo nakładać), rozprzestrzenionych wokół lub przemieszanych z odpowiednio dojrzałymi drzewostanami (powyżej 80 lat).

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Na liczebność i zagęszczenie populacji lęgowej orlika krzykliwego zasadniczy wpływ wywiera struktura krajobrazu. Główne zagrożenia grupują się w obszarze dwóch podstawowych dziedzin: 1) niekorzystne zmiany w strukturze i sposobie użytkowania lasów, stanowiących siedliska lęgowe, 2) przekształcanie krajobrazu otwartego, powodujące degradację terenów żerowiskowych tego gatunku.

Gospodarka leśna realizowana dotychczas w Polsce gwarantuje istnienie odpowiedniej powierzchni potencjalnych siedlisk lęgowych w większości regionów zasiedlanych przez orlika krzykliwego. Tylko lokalnie może brakować dojrzałych drzewostanów o wielopiętrowej strukturze i różnogatunkowym składzie. Zasadniczym problemem jest natomiast dostosowanie terminów wykonywania zabiegów gospodarczych do biologii lęgowej tego gatunku. Orlik krzykliwy z reguły nie jest odróżniany przez służby leśne od bardziej rozpowszechnionych gatunków ptaków szponiastych. Żadnymi szczególnymi cechami nie wyróżniają się również jego gniazda, które zazwyczaj są dobrze ukryte, zwłaszcza te zlokalizowane na świerkach. W skali całego kraju ponad połowa stanowisk lęgowych nie posiada aktualnie wyznaczonych stref ochronnych, a wiele funk-

cjonujących stref zdezaktualizowało się (nowo zbudowane gniazda znajdują się poza ich granicami). W konsekwencji większość krajowej populacji narażona jest na niekorzystny wpływ prac leśnych wykonywanych w sezonie lęgowym straty w lęgach powodowane ploszeniem ptaków).

W krajobrazie rolniczym, stanowiącym tereny żerowiskowe orlika krzykliwego zagrożeniem jest zmiana sposobu zagospodarowania gruntów nieużytkowanych rolniczo lub trudnych do uprawy. Proces ten zastrzył się w następstwie wprowadzenie dopłat obszarowych. Melioracje, osuszanie małych zbiorników wodnych oraz uzdatnianie do uprawy śródpolnych nieużytków, miedzi i dróg gruntowych w regionach zdominowanych przez wielkopowierzchniowe uprawy pozbawia gniazdujące tam orliki bardzo ważnych terenów łowieckich. Jednocześnie stale postępuje proces zaniku tradycyjnych gospodarstw wielofunkcyjnych, na korzyść jednokierunkowo wyspecjalizowanych farm (zanik mozaikowości krajobrazu). Procesowi temu towarzyszy intensyfikacja upraw i hodowli zwierząt oraz synchronizacja terminów wykonywania zabiegów agrotechnicznych. W efekcie orliki krzykliwe w pewnych okresach narażone są na niedostatek pokarmowy, wynikający np. z jednoczesnego orania wszystkich gruntów otaczających miejsce lęgowe.

Zdecydowanie szkodliwe dla zachowania wysokiej bioróżnorodności krajobrazowej są wprowadzone w Polsce priorytety zalesieniowe, które promują zalesienia enklaw i półenklaw leśnych (czyli gruntów rolniczych wcinających się w głąb kompleksów leśnych) oraz powierzchni rozdzielających rozdrobnione kompleksy. W praktyce taka strategia prowadzi do bardzo znaczącego skrócenia linii ekotonu rolno-leśnego i uproszczenia (geometryzacji) granic. Rozbudowywania istniejących kompleksów leśnych w skrajnych przypadkach może doprowadzić do otoczenia starodrzewów rozległą otuliną młodników, pozbawiając orliki krzykliwe żerowisk położonych w najbliższym sąsiedztwie gniazd. W kompleksach puszczańskich zalesienia i sukcesja naturalna obejmująca wewnętrzne polany powoduje wycofywanie się orlików krzykliwych, spowodowane utratą jedynych dostępnych żerowisk.

W wielu regionach narastającym problemem jest rozproszona zabudowa mieszkaniowa i lotniskowa oraz postępujący proces urbanizacji terenów wiejskich.

Podobnie jak w przypadku innych ptaków szponiastych orliki krzykliwe mogą ginąć wskutek kolizji z pojazdami i wysokimi obiektami (głównie linie energetyczne). Potencjalnym, ale niewątpliwie realnym zagrożeniem jest rozwój energetyki wiatrowej. Wynika to z faktu, że strefy o potencjalnie najbardziej korzystnych warunkach wietrznych w znacznym stopniu nakładają się na główne krajowe centra występowania orlika krzykliwego.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Problemem o wiodącym znaczeniu dla poprawnego zaplanowania działań ochronnych jest dobre rozpoznanie zasobów populacji lęgowej orlika krzykliwego.

Wskazania pozytywne:

- inwentaryzacja gniazd i wyznaczenie stref ochronnych zabezpieczających miejsca lęgowe,
- cykliczna weryfikacja granic stref ochronnych, poprzedzona inwentaryzacją wykonywaną w ramach sporządzania planów urządzenia lasu przez wszystkie nadleśnictwa położone w areale lęgowym orlika krzykliwego,
- stosowanie rębni złożonych o długim okresie odnowienia w strefie do 500 m od skraju lasu (dotyczy większych, zwartych kompleksów leśnych),
- ochrona wszystkich nieużytkowanych elementów krajobrazu rolniczego, w szczególności na obszarach zdominowanych przez monokultury upraw,

- unikanie zalesiania gruntów przylegających do siedlisk lęgowych orlika krzykliwego,
- przywracanie użytkowania rolniczego na śródleśnych polanach oraz wcinających się w głąb kompleksów leśnych gruntach, które rozbudowują strefę ekotonu rolno-leśnego,
- promowanie tradycyjnego rolnictwa łączącego hodowlę zwierząt z produkcją roślinną,
- różnicowanie terminów wykonywania zabiegów agrotechnicznych w krajobrazie rolniczym poprzez wdrażanie różnorodnych rozwiązań rolnośrodowiskowych,
- tworzenie stref buforowych na obszarach zdominowanych przez monokultury upraw rolniczych (miedze i strefy buforowe na brzegach cieków i zbiorników wodnych),
- stosowanie procedur oceny oddziaływania na środowisko inwestycji budowlanych lokalizowanych w oddaleniu od zwartej zabudowy,
- wyznaczenie obszarów w promieniu min. 3 km (optymalnie 6 km) od gniazd orlików, gdzie siłownie wiatrowe nie powinny być lokalizowane (Langgemach i Meyburg 2011, Maciorowski i Mirski w przyg.).

Wskazania negatywne:

- likwidowanie stref ochronnych przy porzuconych przez orliki krzykliwe gniazdach bez podejmowania działań zmierzających do zlokalizowania aktualnego miejsca lęgowego,
- opracowywanie planów urządzania lasu bez kompleksowej inwentaryzacji terenu całego nadleśnictwa,
- stosowanie rębni zupełnych na obrzeżach dużych kompleksów leśnych,
- zalesianie śródleśnych polan i półenklaw oraz wilgotnych łąk i pastwisk,
- tworzenie wielkoobszarowych monokultur upraw rolniczych połączone z intensyfikacją produkcji, likwidowaniem nieużytków i stref buforowych,
- osuszanie i melioracja wilgotnych trwałych użytków zielonych,
- rozwój zabudowy rozproszonej i urbanizacja krajobrazu rolniczego,
- projektowanie elektrowni wiatrowych w terytoriach orlika krzykliwego.

Paweł Mirski, Zdzisław Cenian

Literatura

- Cenian Z., Kalisiński M., Kapowicz R., Rodziewicz M., Stój M., Wójciak J. 2006. Sytuacja i stan ochrony orlika krzykliwego *Aquila pomarina* w Polsce na przełomie XX/XXI w. Stud. Mat. CEPL, Rogów 12: 93–103.
- Cenian Z. 2009. Wpływ mechanizmów ekonomicznych Wspólnej Polityki Rolnej UE na zachowanie właściwego stanu ochrony orlika krzykliwego. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 32–44.
- Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167–181.
- Maciorowski G., Mirski P. 2013. Habitat alteration enables hybridization between the Lesser spotted and the Greater spotted eagle in NE Poland. Bird Conserv. Int.: w druku.
- Mirski P. 2009. Selection of nesting and foraging habitat by the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* (Brehm) in the Knyszyńska Forest (NE Poland). Pol. J. Ecol. 57: 577–583.
- Mirski P., Cenian Z., Lontkowski J., Stój M., Wójciak J., Zawadzka D. 2013. Krajowy program ochrony orlika krzykliwego. Projekt. Komitet Ochrony Orłów, Olsztyn, manuskrypt.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biul. Monit. Przyr. 8: 1–40.

- Pugacewicz E. 2010. Szponiaste *Falconiformes* krajobrazu rolniczo-leśnego południowej części Wysoczyzny Białostockiej. Dubelt 2: 43–63.
- Pugacewicz E. 2011. Rozmieszczenie i liczebność orlika krzykliwego *Aquila pomarina* w Puszczy Białowieskiej w 2011 roku. PTOP — raport z realizacji projektu LIFE+.
- Rodziewicz M., Stój M., Wójciak J., Kalisiński M. 2007. Orlik krzykliwy *Aquila pomarina*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 128–129.
- Scheller W., Bergmanis U., Meyburg B.-U., Furkert B., Knack A., Röper S. 2001. Raum-Zeit-Verhalten des Schreiadlers (*Aquila pomarina*). Acta Ornithocol. 4: 75–236.
- Väli Ü., Treinys R., Lohmus A. 2004. Geographical variation in macrohabitat use and preferences of the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina*. Ibis 146: 661–671.
- Zub K., Pugacewicz E., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2010. Factors affecting habitat selection by breeding Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in northeastern Poland. Acta Ornithol. 45: 105–114.

Orzeł przedni *Aquila chrysaetos*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Orzeł przedni występuje w Polsce głównie w Karpatach, na terenie trzech województw: podkarpackiego, małopolskiego i śląskiego, gdzie gniazduje ok. 90% populacji krajowej. Głównymi obszarami występowania są Góry Sanocko-Turczańskie (7 par), Bieszczady (6 par), Beskid Niski (6 par), Beskid Sądecki (1–2 pary), Gorce (2 pary), Pieniny (1 para), Pogórze Spisko-Gubałowskie (1 para), Tatry (1 para), Beskid Żywiecki (1–2 pary) i Beskid Wyspowy (1 para) (Stój 2008, Stój i in. 2011). Ponadto pojedyncze pary mogą przypuszczalnie gniazdować także w północno-wschodniej Polsce i na Pomorzu Środkowym, gdzie pod koniec XX wieku gniazdowanie potwierdzono w Słowińskim Parku Narodowym (Chrzanowski 1992). Łączna liczebność orla przedniego w kraju szacowana jest na 30–35 par lęgowych (Stój i in. 1997, 2011, Stój i Wacławek 2007). Rozmieszczenie gatunku w polskiej części Karpat jest nierównomierne i ograniczone do terenów o małym stopniu penetracji ludzkiej. Obszarem najliczniejszego występowania są Karpaty Wschodnie, gdzie zagęszczenia są ponad dwukrotnie wyższe niż w Zewnętrznych Karpatach Zachodnich.

W polskiej części Karpat w 25 rewirach wykryto zajęte gniazda, w tym 18 znajdowało się na terenach w zarządzie Lasów Państwowych, 4 w lasach prywatnych oraz 3 w parkach narodowych. Orzeł przedni gniazduje przede wszystkim w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Góry Słonne (7 par, 20%), Bieszczady (6 par, 17%), Beskid Niski (6 par, 17%), Beskid Żywiecki (1–2 pary, 3–6%), Gorce (2 pary, 6%), Tatry (1 para, 3%) oraz w ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) Ostoja Popradzka (1–2 pary, 3–6%). W ostatnich



fot. M. Stój

dwóch dekadach wykazano niewielki wzrost liczebności w Karpatach, co może być związane ze stosunkowo wysokimi parametrami rozrodu tej populacji (Stój i in. 1997, Stój 2008, Stój i in. 2011) oraz przypuszczalnie jej zasilaniem przez ptaki z terenu Słowacji (Danko i in. 2002) i Ukrainy (Łysaczuk i Gorbań 2005, Bashta 2007).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek, niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Orły przednie są silnie przywiązane do stałych rewirów i tych samych gniazd, np. jedna z par zajmowała to samo gniazdo przez kolejne 20 lat (1993–2012). Wielkość i rozległość rewiru jest uzależniona od dostępności pokarmu. W zwartym areale występowania orła przedniego, obejmującym Beskid Niski, Bieszczady Zachodnie i Góry Sanocko-Turczańskie odległość między sąsiednimi parami (pomiędzy dwoma jednocześnie zajęętymi gniazdami) wynosiła średnio 10,5 km (zakres 5,2–17,0 km, $N = 18$), a średnia odległość pomiędzy gniazdami w obrębie tego samego rewiru ($N = 14$) wynosiła 1700 m (zakres 40–9000 m, $N = 38$). Poszczególne pary posiadały w swoim rewirze od 1 do 5 gniazd (średnio 2, $N = 25$). Średnia odległość gniazda od skraju lasu to ok. 800 m (zakres 70–2500 m, $N = 46$). Terytoria łowieckie mogą być bardzo duże (w promieniu do 10 km od gniazda), przeciętnie jednak 100–170 km², chociaż centrum największej aktywności w sezonie lęgowym obejmuje przeważnie mniejszą powierzchnię, do 50–80 km². Zagęszczenie (par na 100 km²) w Górach Sanocko-Turczańskich wynosiło 0,75 pary, w Bieszczadach Zachodnich 0,5 pary, a w Beskidzie Niskim — 0,29 pary (Stój 2008).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek na ogół osiadły. Część ptaków zimuje w swych terytoriach lęgowych, zwłaszcza w łagodniejszej zimy. Niektóre jednak opuszczają lęgowiska na okres zimowy, powracając na nie około połowy lutego (Stój 2004). Składają jaja zwykle w drugiej połowie marca, rzadziej w pierwszych dniach kwietnia. Pisklęta wykluwają się na ogół około 10 maja i przebywają w gnieździe 65–70 dni, do drugiej połowy lipca. Młode po wylocie z gniazda pozostają w rewirze pod opieką rodziców do później jesieni. Część par nie przystępuje do lęgu każdego roku ze względu na ograniczoną dostępność pokarmu, pozostając jednak w swoich rewirach i ich sąsiedztwie (Stój 2008).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Orzeł przedni jest gatunkiem, który gniazduje w środowisku leśnym lub skalnym, a poluje na obszarach otwartych. W Karpatach preferuje starsze, słabo zwarte drzewostany jodłowe i jodłowo-bukowe, znajdujące się w pobliżu rozległych terenów otwartych i półotwartych. Gniazduje w partiach podszczytowych, między 450 a 1450 m n.p.m., w niewielkich obniżeniach terenu, jednak zazwyczaj z dobrym widokiem na okolicę. W Tatrach zajmuje również półki skalne. Siedliskami zerowiskowymi są głównie znajdujące się w pobliżu miejsc gniazdowych ekstensywnie użytkowane łąki i pastwiska z kępami drzew i krzewów.

Typy górskich siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których orzeł przedni może — gniazdować:

91PO Jodłowy bór mieszany,

9110 Jedliny dolnoregłowe,

- 9130 Jedlina karpacka,
9410 Dolnoregłowy bór jodłowo-świerkowy,
— żerować:
5130 Formacje z *Juniperus communis* na wrzosowiskach i murawach kserotermicznych na podłożu wapiennym,
6210 Murawy kserotermiczne,
6230 Górskie murawy bliźniaczkowe,
6510 Górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
6520 Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie,
7230 Górskie torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

5. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — duże kompleksy leśne (w terenie górzystym >700–800 m n.p.m.), z płatami starszego (ok. 120-letniego) drzewostanu jodłowego lub mieszanego (jodła, buk, świerk, sosna, modrzew) o luźnym zwarciu, w sąsiedztwie wyżej położonych, rozległych terenów otwartych w postaci łąk i pastwisk użytkowanych ekstensywnie, z kępami drzew i krzewów, z dala od siedzib ludzkich.

FV-2 (umiarkowany) — rozległe kompleksy leśne (w terenie górzystym 500–600 m n.p.m.), z płatami starszego (ok. 100-letniego) boru jodłowego lub lasu mieszanego z udziałem jodły o zwarciu umiarkowanym, w sąsiedztwie większych polan i łąk ekstensywnie użytkowanych, z pojedynczymi drzewami i krzewami rosnącymi w rozproszonym.

U1 (niezadawalający) — drzewostany spełniające kryteria FV-1 i FV-2 pod względem struktury i wieku, położone w zwartym kompleksie leśnym (w górach do 500 m n.p.m.), z dala (4–5 km) od terenów otwartych, w postaci mozaiki łąk i pól uprawnych.

U2 (zły) — zwarte drzewostany jodłowe i mieszane, w wieku do 80 lat na dużych powierzchniach, brak terenów otwartych.

Dla utrzymania 1 pary (3% populacji krajowej) w danej ostoi konieczne jest zachowanie siedlisk lęgowych i żerowiskowych, jakie zostały opisane w punkcie FV-1. Podobne siedliska należy utrzymywać na całym obszarze występowania tego gatunku. Z kolei, z powodu dynamicznie zmieniającej się struktury lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie również w innych miejscach odpowiednich siedlisk wymienionych w punkcie FV-2, jako rezerwowego obszaru dla orła przedniego.

6. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Orzeł przedni jest gatunkiem wrażliwym na obecność człowieka w pobliżu miejsca lęgowego. Zagrożają mu bezpośrednio wszelkie prace leśne prowadzone w pobliżu gniazda w okresie rozrodu, a także inne formy działalności człowieka, np. rajdy samochodów terenowych, kładów, wspinaczka górską, wzmoczona turystyka. Jednocześnie zagrożeniem jest użytkowanie starych, trudno dostępnych drzewostanów, przede wszystkim jodłowych, jako aktualnych i potencjalnych miejsc lęgowych. Orzeł przedni jest wrażliwy również na przekształcanie terenów żerowiskowych wskutek zalesienia terenów otwartych, wzrostu intensywności zagospodarowania łąk, budowy farm wiatrowych, budowy nowych dróg, powstawania rozproszonych zabudowy mieszkalnej i wypoczynkowej w obrębie żerowisk. Eliminacja żerowisk może być także spowodowana naturalną sukcesją na terenach, na których zaniechano użytkowania rolniczego.

Zdarzają się także przypadki strat w lęgach i niszczenia gniazd w sposób naturalny (na które człowiek nie ma wpływu), np. przez większe drapieżne ptaki i ssaki. Nierzadko młode giną też w gniazdach z powodu przemoczenia i wychłodzenia organizmu, podczas długotrwałych opadów deszczu, przy jednoczesnym ochłodzeniu. Czasami dochodzi również do spadania gniazd lub łamania się drzew gniazdowych w wyniku huraganowych wiatrów i gwałtownych burz, ewentualnie podczas tworzenia się okiści lodowej w zimie.

7. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania pozytywne:

- tworzenie stref ochrony wokół stanowisk lęgowych orła przedniego,
- utrzymywanie stref tak długo, jak długo istnieje gniazdo, pomimo opuszczenia go przez ptaki,
- budowa sztucznych gniazd (Stój 2003),
- ekstensywne użytkowanie łąk i pastwisk, zwłaszcza w górach,
- ograniczanie sukcesji na terenach otwartych,
- wyłączenie z użytkowania gospodarczego drzewostanów niedostępnych, nadających się na potencjalne miejsce lęgowe.

Wskazania negatywne:

- prace leśne w potencjalnych siedliskach lęgowych w okresie lęgowym (luty–lipiec),
- zaniechanie użytkowania łąk prowadzące do ich zarastania,
- zalesianie terenów otwartych,
- budowa dróg i farm wiatrowych w pobliżu siedlisk lęgowych i żerowiskowych,
- rozproszona zabudowa mieszkaniowa i rekreacyjna oraz inwestycje sportowo-wypoczynkowo-turystyczne w pobliżu miejsc lęgowych oraz na terenach żerowiskowych orła przedniego.

Marian Stój

Literatura:

- Bashta A.T. 2007. Ptaki Beskidów Ukraińskich (Karpaty Wschodnie). Ptaki Podkarpacia 11: 13–24.
- Chrzanowski T. 1992. Lęg orła przedniego *Aquila chrysaetos* w Słowińskim Parku Narodowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 6: 66–67.
- Danko S., Darlova A., Kristi A. 2002. Rozsilenie vtakov na Slovensku. Veda, Bratislava: 201–202.
- Łysaczuk T. I., Gorbań I. M. 2005. Status berkuta *Aquila chrysaetos* u Skhidnikh Beskydakh i Chornohori. Bioriznomanitnist' Ukrain-s'kyh Karpat, Lviv, ss. 69–72.
- Stój M. 2003. Zasielanie sztucznych gniazd przez orły z rodzaju *Aquila* w polskiej części Karpat. Streszczenie referatów XVIII Zjazdu Polskiego Towarzystwa Zoologicznego. Zoologia na progu XXI wieku, Toruń 15–18 IX 2003. Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu. Toruń, ss. 61–62.
- Stój M. 2004. *Aquila chrysaetos* (L., 1758) — orzeł przedni. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część I). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 249–252.
- Stój M. 2008. Rozmieszczenie, liczebność i wybrane aspekty ekologii rozrodu orła przedniego *Aquila chrysaetos* w polskiej części Karpat w latach 1997–2007. Not. Ornitol. 49: 1–12.

Stój M., Ćwikowski C., Wacławek K. 1997. Występowanie orla przedniego *Aquila chrysaetos* w Karpatach w latach 1993–1996. Not. Ornitol. 38: 255–272.

Stój M., Kozik B., Kwarciany B. 2011. Orzeł przedni *Aquila chrysaetos* w polskiej części Karpat w latach 2008–2011. Chrońmy. Przyr. Ojcz. 67: 483–493.

Stój M., Wacławek K. 2007. Orzeł przedni *Aquila chrysaetos*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 156–157.

Perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*

1. Liczebność i status gatunku w Polsce

Perkoz rdzawoszyi jest gatunkiem nielicznie gniazdującym w Polsce (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Mimo nierównomiernego rozmieszczenia zasiedla prawie całą niżową część kraju, unikając tylko obszarów górskich. Stosunkowo rzadko gniazduje w strefie pojezierzy zdominowanych przez duże i głębokie jeziora (Górski 1991), natomiast największe skupienia obserwowane są w dolinach rzek wykorzystywanych dla celów gospodarki stawowej (Dyrz i in. 1991).

Co najmniej od końca lat 90. XX w. stwierdzono spadkowy trend liczebności populacji jest ewidentny: w różnych częściach kraju wykazano zmniejszenie liczebności, natomiast żadna z lokalnych populacji nie wykazała wzrostu ani nawet stabilnej liczebności. Rozpoznanie trendów populacyjnych jest utrudnione przez wcześniejsze niedoszacowanie liczebności spowodowane brakiem pełnego rozpoznania rozmieszczenia gatunku (Tomiałojć i Stawarczyk 2003) oraz przez silne wahania liczebności (Wójciak i in. 2005, Ławicki i in. 2007). Krajowa populacja gatunku szacowana była na 2000–3000 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), choć niewątpliwie obecnie byłaby to już ocena znacznie zawyżona. Przyjmując nawet takie oszacowanie, ponad 1% krajowej populacji tego gatunku (czyli ok. 25 par) może w korzystnych okolicznościach występować na terenie jednego dużego kompleksu stawów lub nawet pojedynczego, rozległego zbiornika (Dyrz i in. 1991, Ławicki i in. 2007). Najważniejsze dla perkoza rdzawoszyiego obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 bądź ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) w Polsce to: Ostoja Ińska, Dolina Małej Wełny pod Kiszkowem, Stawy Przemkowskie, Dolina Tyśmienicy, Dolina Górnej Narwi, Dolina Baryczy, Niecka Włoszczowska, Stawy Jaktorów i Kraśnicza Wola, Dolina Średzkiej Strugi i Maskawy. Miejscem najliczniejszego zimowania w granicach kraju jest Zatoka Pomorska (Wilk i in. 2010, zmienione).



2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Wielkość zbiorników wodnych stanowiących terytoria lęgowe może być mniejsza nawet niż 0,5 ha (Vlug 2002); np. na obszarach nadmorskich ptaki mogą wykorzystywać niewielkie zbiorniki jako miejsca gniazdowania, a pokarm dla młodych zdobywać na morzu. Należy jednak założyć, że nawet w warunkach znacznej zasobności w pokarm, terytorium lęgowe powinno obejmować minimum 1 ha lustra wody.

3. Wskazania fenologiczne

Przelot wiosenny zależy od długości zimy i trwa zwykle od drugiej połowy marca do początku kwietnia (Vlug 2002, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Okresowo zalewane zbiorniki wodne nadające się do gniazdowania dla perkoza rdzawoszyjnego, powinny być już napelnione wodą w tym terminie. Okres rozpoczęcia migracji jesiennej jest rozciągnięty w czasie. Pary, które straciły zniesienia lub lęgi, mogą opuszczać terytoria lęgowe już w połowie czerwca, natomiast ptaki opiekujące się późnymi lęgami — nawet dopiero we wrześniu; większość ptaków odlatuje jednak w lipcu. Ptaki dorosłe opuszczają terytoria lęgowe wcześniej niż młode (Kłoskowski 2003).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Perkoz rdzawoszyi użytkuje stosunkowo wąską niszę eutroficznych zbiorników wodnych bezrybnych, ubogich w ryby lub zdominowanych przez ryby niewielkiej wielkości, które mogą stanowić jego pokarm. Istotną rolę w pokarmie odgrywają bezkręgowce wodne i płazy (szczególnie kijanki), które w obecności ryb występują zwykle bardzo nielicznie. Duże ryby drapieżne mogą również stanowić zagrożenie dla młodych perkozów (Chamberlin 1977). W naszym klimacie, w warunkach naturalnych odpowiednią niszę ekologiczną tworzą płytkie, często niewielkie zbiorniki wodne, zwykle nie głębsze niż 1,5 m (Vlug 2002), które łatwo przemarzają w zimie, a deficyty tlenowe pod lodem powodują całkowite lub znaczne wyginiecie ryb. Perkoz rdzawoszyi może gniazdować na dużych zbiornikach wodnych, ale wybiera wtedy płytkie, zarośnięte szuwarami zatoki, rzadziej penetrowane przez duże ryby (Wagner i Hansson 1998). Do kluczowych wymagań gniazdowych gatunku należy też obecność rozległych stanowisk roślinności wynurzonej (Kłoskowski i in. 2010). Istotną część pokarmu mogą stanowić bezkręgowce zbierane z roślinności (Fjeldsø 2004); ważna jest też możliwość znalezienia schronienia przed drapieżnikami w krytycznym okresie pierwszych tygodni po wykluciu się młodych, kiedy te są jeszcze bardzo niesamodzielne i wożone przez rodziców na grzbiecie. Do odpowiedniego sukcesu łowieckiego perkozy mogą wymagać również określonej przejrzystości wody; u perkozów dwuczubych *Podiceps cristatus* za widoczność krytyczną dla efektywnego żerowania uważa się 40 cm głębokości krążka Secchiego (van Eerden i in. 1993).

Perkoz rdzawoszyi jest gatunkiem dość plastycznym, chętnie zajmuje siedliska zmodyfikowane przez człowieka, pojawia się nawet na peryferiach dużych aglomeracji miejskich (Luniak i in. 2001). Głównym siedliskiem gatunku w środkowej Europie są stawy rybne, ale ptaki lęgowe znajdują dogodne warunki pokarmowe tylko na stawach narybkowych, lub stawach okresowo niezarybianych (Vlug 2002). Ponadto chętnie zajmuje zbiorniki zaporowe, odstojniki cukrowni, wyrobiska. Często pojawia się też na okresowych zalewiskach. Siedliska optymalne:

- niewielkie, płytkie jeziora, starorzecza, glinianki, wyrobiska ubogie w ryby, za to z bogatą fauną bezkręgowców i płazów,
- stawy karpiove, ale tylko obsadzone najmłodszą klasą wiekową ryb (tzw. narybkiem),

- okresowe rozlewiska śródpolne (pod warunkiem, że co najmniej do końca lipca utrzymują minimum 0,5 m głębokości wody).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być istotne dla perkoza rdzawoszyjnego:

1150 Zalewy i jeziora przymorskie (laguny przybrzeżne),

3150 Starorzeczca i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami typu *Nymphaeion*, *Potamnion*.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Siedliska suboptymalne:

- jeziora i inne zbiorniki dystroficzne i oligotroficzne,
- sztuczne zbiorniki typu jeziora zaporowe, zbiorniki retencyjne jeżeli mają charakter stabilnych, głębokich wód.

Poważnym problemem jest zarybianie przez człowieka naturalnych siedlisk pozornie optymalnych (czyli płytkich i ubogich w ryby), powodujące występowanie gatunków i klas wielkości ryb nietypowych dla charakteru danych zbiorników. Perkozy rdzawoszyje żerują tylko na drobnych rybach, stąd zarybianie może okazać się pułapką ekologiczną (Kłoskowski 2012).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — zbiorniki wodne o wielkości min. 1 ha z bogatą fauną bezkręgowców i drobnych płazów i ryb. Obfita roślinność zanurzona i szuwarowa (skład taksonomiczny roślinności wydaje się nieistotny) oraz względnie stały w trakcie sezonu poziom lustra wody, przy głębokości do ok. 1,5 m. Woda o wysokiej przezroczystości (widzialności krążka Secchiego). Obszar o niewielkiej presji rekreacyjnej i gospodarczej (brak eksploatacji trzcin czy wykaszania szuwarów dla zwiększenia tzw. powierzchni użytkowej zbiorników).

FV-2 (umiarkowany) — wypłycone, zwykle w jakiś sposób izolowane od reszty zbiorników części (zatoki, cofki) dużych, głębokich jezior lub zbiorników retencyjnych.

U1 (niezadowolający) — zbiorniki oligotroficzne lub dystroficzne, zwłaszcza głębokie z niewielkim udziałem roślinności szuwarowej i zanurzonej.

U2 (zły) — zbiorniki wodne sztuczne lub naturalne (głębokie jeziora) z ubogą fauną bezkręgowców i drobnych kręgowców, zdominowane przez ryby drapieżne lub mogące osiągnąć znaczną wielkość ciała (jak np. karp *Cyprinus carpio*), z niewielkim udziałem roślinności szuwarowej, poddane silnej antropopresji (sporty wodne, wędkarstwo z łodzi i turystyka, koszenie szuwarów) oraz zagrożeniom związanym z wahaniami poziomu lustra wody w okresie lęgowym.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia:

- zanikanie i degradacja niewielkich, płytkich zbiorników wodnych (w tym starorzeczy i okresowych rozlewisk) wskutek antropopresji,
- zarybianie niewielkich zbiorników, szczególnie nielegalne w rozumieniu ustawy o rybactwie śródlądowym wprowadzanie ryb do zbiorników śródpolnych i płytkich jezior,

- intensyfikacja hodowli ryb na stawach hodowlanych, skutkującą pogorszeniem jakości wody (zakwity sinic) i bazy pokarmowej (spadek liczebności owadów wodnych i płazów)
- nieprzyjazne ptakom wodnym gospodarowanie na stawach hodowlanych, np. spuszczenie stawów w okresie lęgowym, wykaszanie i wypalanie roślinności szuwarowej,
- zaniechanie gospodarki rybackiej na stawach i zbiornikach zaporowych, powodujące nadmierne zarośnięcie zbiorników kosztem lustra wody,
- presja ze strony drapieżników (np. norka amerykańska *Neovison vison*, wydra *Lutra lutra*), także ptaków krukowatych niszczących zniesienia,
- linie wysokiego napięcia, o które mogą rozbijać się ptaki wodne, w bezpośrednim sąsiedztwie miejsc liczniejszego występowania gatunku,
- intensyfikacja odłowów ryb morskich w okresie jesienno-wiosennym (przypuszczalnie wiele ptaków ginie w sieciach rybackich).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- ochrona przed zanikaniem (np. w konsekwencji melioracji) i odtwarzanie niewielkich zbiorników wodnych śródpolnych i śródleśnych,
- niezarybianie płytkich zbiorników wodnych (jest to wykonalne w przypadku wód administrowanych przez Skarb Państwa, szczególnie na obszarach prawnie chronionych),
- zwiększenie kontroli polityki zarybieniowej realizowanej zarówno przez podmioty prywatne, jak i Polski Związek Wędkarski,
- wprowadzenie odpowiedniego systemu dopłat wodno-środowiskowych dla właścicieli stawów w celu promocji przyjaznej ptakom gospodarki rybackiej — sprzyjające pozostawianiu roślinności szuwarowej, ekstensywnej gospodarce hodowlanej (obecny, obowiązujący do 2013, system dopłat jest całkowicie nieadekwatny do realiów bytowania awifauny na stawach),
- zakaz wycinania szuwarów na stawach hodowlanych w okresie 15 kwietnia – 1 sierpnia,
- zakaz lub ograniczenie spuszczenia stawów rybnych w okresie gniazdowania (15 kwietnia – 15 lipca),
- regulacja liczebności norki amerykańskiej,
- zakaz połowów ryb z łodzi/pontonów i sportów motorowych w okresie 15 kwietnia – 1 sierpnia na zbiornikach wodnych zasiedlonych przez gatunek.

Janusz Kloskowski

Literatura

- Chamberlin M. L. 1977. Observations on the red-necked grebe nesting in Michigan. *Wilson Bull.* 89: 33–46.
- Dyrz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. (red.). 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski. Wrocław.
- Fjeldså J. 2004. The Grebes — Podicipedidae. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Górski W. 1991. Ptaki wodne jezior północnej części Pojezierzy Południowobałtyckich w sezonach lęgowych 1976–1985. W: Górski W. (red.). Lęgownice ptaków wodnych i błotnych w środkowej części Pomorza. WSP, Słupsk, ss. 93–125.
- Kloskowski J. 2003. Offspring desertion in Red-necked Grebes *Podiceps grisegena*. *Ardea* 91: 25–34.

- Kloskowski J. 2012. Fish stocking creates an ecological trap for an avian predator via effects on prey availability. *Oikos* 121: 1567–1576.
- Kloskowski J., Nieoczym M., Polak M., Pitucha P. 2010. Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97: 673–682.
- Luniak M., Kozłowski P., Nowicki W., Plit J. 2001. Ptaki Warszawy 1962-2000. Seria Atlas Warszawy, zeszyt 8, wyd. Inst. Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego, PAN.
- Ławicki Ł., Kajzer Z., Jasiński M. 2007. Gniazdowanie perkoza rdzawoszyjego *Podiceps grisegena* i zausznika *P. nigricollis* na Pomorzu Zachodnim. *Not. Ornitol.* 48: 174–182.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Van Eerden M.R., Piersma T., Lindeboom R. 1993. Competitive food exploitation of Smelt *Osmerus eperlanus* by great crested grebes *Podiceps cristatus* and perch *Perca fluviatilis* at Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Oecologia* 93: 463–474.
- Vlug J. J. 2002. Red-necked Grebe. *Birds of the Western Palearctic Update* 4: 139–179.
- Wagner B. M. A., Hansson L.-A. 1998. Food competition and niche separation between fish and the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). *Hydrobiologia* 368: 75–81.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wójciak J., Biadur W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin.

Puchacz *Bubo bubo*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Puchacz występuje niemal w całej Polsce, ale jego liczebność wykazuje silne zróżnicowanie regionalne i znaczne rozproszenie. Zwarte, stabilne populacje zasiedlają Karpaty, Sudety, Lubelszczyznę, północny wschód i północny zachód kraju. Łączna liczebność szacowana jest na 270 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003) lub 250–270 par (Sikora i in. 2007). Ostatnie publikowane dane dokumentują liczebność na poziomie 250–280 par (Wilk i in. 2010), lecz z uwzględnieniem zaktualizowanych, niepublikowanych danych z Karpat, może być to ponad 300 par. Około 60 par gniazduje na Lubelszczyźnie, najliczniej w Lasach Parczewskich (Buczek i in. 2005). W Karpatach puchacz najliczniej występuje w Bieszczadach, Górach Sanocko-Turczyńskich, Beskidzie Niskim, Tatrach oraz Gorcach z Beskidem Wyspowym i Pieninach, łącznie ok. 80–120 par (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Populacja sudecka zasiedla głównie Góry Stołowe oraz Karkonosze i Przedgórze Sudeckie (łącznie 30–35 stanowisk, Sikora i in. 2007). Na północnym wschodzie gniazdowało łącznie 60–75 par, w tym ok. 30 par w Kotlinie Biebrzańskiej, 25–35 na Mazurach (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), 4–7 par w Puszczy Augustowskiej (Zawadzka i in. 2011). W połowie lat 90. na całej Nizinie Północnopodlaskiej stwierdzono 35–40 par (Pugacewicz 1995). Na północnym zachodzie populacja szacowana na 40–45 par występuje głównie na Pojezierzu Międzyzachożko–Sierakowskim, w Drawieńskim PN i w Borach Tucholskich (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Pojedyncze pary gniazdują w centrum i na zachodzie kraju, m.in. w dolinie Pilicy i nad Wisłą koło Kożenicy. Wykonana w latach 2009–2011 inwentaryzacja w 63 nadleśnictwach w całym kraju w ramach programu Bubobory nie wykazała wzrostu liczebności w znanych ostojach (D. Anderwald — mat. niepubl.). Według opracowania Wilk i in. (2010), częściowo uaktualnionego, co najmniej 1% krajowej populacji (3 pary) gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Dolina Dolnej Odry (3–4 pary), Ostoja Witnicko-Dębniańska (4–6 par), Lasy Puszczy nad Drawą



fot. D. Anderwald

(9–14 par), Puszcza nad Gwdą (8–12 par), Dolina Słupi (4–5 par), Bory Tucholskie (14–15 par), Puszcza Piska (4–7 par), Puszcza Augustowska (4–7 par), Ostoja Biebrzańska (34–35 par), Puszcza Notecka (6–8 pary), Bory Dolnośląskie (5–8 par), Dolina Tyśmienicy (2–3 pary), Lasy Parczewskie (13–15 par), Polesie (3 pary), Puszcza Solska (8–10 par), Roztocze (1–3 pary), Góry Stołowe (6–8 par), Tatry (5 par), Gorce (4–8 par), Pieniny (4–6 par), Beskid Niski (2–3 par), Pogórze Przemyskie (2–5 par), Góry Słonne (10–20 par), Bieszczady (10–20 par), Beskid Śląski (4–7 par), Beskid Wyspowy (3–5 par), Dolina Dolnego Wieprza (5–8 par), Ostoja Popradzka (3–5 par), Sudety Wałbrzysko-Kamiennogórskie (5 par), Zbiornik Siemianówka (2–3 pary).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Puchacz jest gatunkiem dwuśrodowiskowym: gniazduje w środowisku leśnym (lub skalnym w obszarach górskich), ale poluje na obszarach otwartych. Obszar gniazdowania i rewir łowiecki mogą być rozdzielone przestrzennie. Terytoria łowieckie mogą być bardzo duże, przeciętnie 12–20 km², ale centrum aktywności w sezonie lęgowym obejmuje przeważnie powierzchnię 1–1,5 km² (Snow i Perrins 1998). Rewir lęgowy puchacza zajmuje 2–4 km² (Mikusek 2005), ale obszar broniony jest znacznie mniejszy (1,0–1,5 km², Profus 2001). W Górach Stołowych stwierdzono lokalne zagęszczenie 0,8 p/10 km², i odległość między sąsiadującymi parami 2,5–4 km, średnio 3 km (Mikusek i Dyrz 2003). Na Lubelszczyźnie minimalna odległość pomiędzy dwoma zajętymi gniazdami wynosiła 700 m (Buczek i in. 2005), zazwyczaj jest to powyżej 1 km. W Szwecji średnia odległość między gniazdami wynosiła 4–5 km (Piechocki 1985). W Nadleśnictwie Parczew na powierzchni 157 km² stwierdzono 22 zajęte terytoria, czyli zagęszczenie 14 p/100 km², co daje wielkość terytoriów ok. 7 km² (Buczek i in. 2005). Na Nizinie Północnopodlaskiej zagęszczenie wahało się od 0,5 p/100 km² w Puszczy Białowieskiej do 1,8 par/100 km² w Kotlinie Biebrzańskiej (Pugacewicz 1995). Rewir puchacza charakteryzuje się silnym zróżnicowaniem środowiskowym. Obejmuje mozaikę siedlisk leśnych, skalnych i otwartych (przeważnie jezior lub dolin rzecznych oraz otwartych łąk). Wielkość i rozległość rewiru jest ściśle uzależniona od dostępności pokarmu. W Szwecji przeciętny rewir puchacza obejmował 55% lasu, 29% lustra wody oraz 16% terenów rolniczych (Piechocki 1985). W Polsce na nizinach gniazda znajdują się najczęściej w lasach (często podmokłych), niemal zawsze w pobliżu terenów otwartych: jezior, rzek, łąk i torfowisk. Puchacz preferuje brzegi kompleksów leśnych lub niewielkie lasy w pobliżu rozległych terenów otwartych (Pugacewicz 1995). Zasiedla obszary niedostępne, o niskim stopniu penetracji przez ludzi (Snow i Perrins 1998). Zajmuje gniazda ptaków szponiastych lub bociana czarnego, wyjątkowo kruka. Często gniazduje na ziemi, zazwyczaj w terenie niedostępnym, zalanym wodą (bagna, olsy), na kępach w olsach lub pod wykrotami, niekiedy bez żadnej osłony. Centra rewirów na nizinach znajdowały się w podmokłych, starych lasach, często o obniżonym zarzewnieniu (Pugacewicz 1995). W Borach Tucholskich zakładał nieosłonięte gniazda naziemne w prześwietlonych drzewostanach borowych nad jeziorami (D. Anderwald — mat. niepubl.). W górach gniazduje na skałach, na stoku pod wykrotami lub w gniazdach szponiastych. W Tatrach lęgnie się w strefie regli od 900 do 1200 m n.p.m. (Sikora i in. 2007), w Górach Stołowych pomiędzy 600 a 850 m (Mikusek i Dyrz 2003).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek ściśle osiadły. Okres lęgowy (od toków do samodzielności młodych) trwa od stycznia do lipca, czasami dłużej. Puchacz zajmuje terytoria w styczniu lub lutym, zależnie od panujących warunków pogodowych. Jaja składa zwykle w marcu, rzadziej w kwietniu. Terminy rozpoczynania lęgów są rozciągnięte w czasie (Piechocki 1985, Snow i Perrins 1998). Młode zazwyczaj opuszczają gniazdo w czerwcu. Część par może

nie co roku przystępować do lęgów ze względu na ograniczoną dostępność pokarmu. Pozostają jednak w terytorium i jego sąsiedztwie.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W górach siedliska lęgowe puchacza stanowią prześwietlone lasy bukowe i mieszane, zwykle powyżej 120 lat (co najmniej 70 lat), o znacznym nachyleniu terenu, na ogół zacienione, ze ścianami skalnymi, grupami i pojedynczymi większymi skałami, także wysokie i strome skały w terenach o niskiej lesistości w krajobrazie rolniczym. Tereny łowieckie to otwarte tereny przylegające do lasów: doliny rzeczne, łąki, pastwiska z kępami zadrzewień, lub pojedynczymi drzewami bądź słupami, pełniącymi rolę czatowni.

Na nizinach siedliska lęgowe to olsy i łęgi w wieku powyżej 70 lat z licznymi kępami oraz wysepkami, prześwietlone bory na terenach pagórkowatych, rozległe, częściowo zalesione torfowiska, stare drzewostany borowe lub mieszane z gniazdami ptaków szponiastych lub bociana czarnego, położone zawsze w pobliżu terenów otwartych. Żerowiska puchacza to graniczące z lasami jeziora, kompleksy stawów, doliny rzeczne, podmokłe łąki, otwarte torfowiska, fragmenty ekstensywnie użytkowanych pól (Mikusek 2004).

Typy górskich siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których puchacz może — gniazdownić:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczywami górkim (górskie jaworzyny zioloroślowe),
- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach,
- 91D0 Lasy i bory bagienne,
- 91E0 Lasy nadrzeczne z olszą czarna i jesionem wyniosłym,
- 91F0 Nadrzeczne lasy mieszane z dębem, wiązami i jesionem,
- żerować:
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie),
- 6410 Zmienne wilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzeria-Caricetea nigra*),
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W górach suboptymalne siedliska lęgowe puchacza stanowią: stoki z wykrotami i złomami, rzadziej młodsze, luźne drzewostany, w których znajdują się gniazda ptaków szponiastych lub bociana czarnego), a także kamieniołomy. Do żerowisk należą: prześwietlone bory iglaste, uprawy i zręby, tereny rolne w sąsiedztwie osiedli ludzkich.

Suboptymalne siedliska lęgowe na nizinach to bory, buczyny, niewielkie zadrzewienia śródpolne. Do terenów łowieckich należą: prześwietlone bory, pola uprawne w sąsiedztwie osiedli ludzkich, wyjątkowo nawet wysypiska śmieci (Mikusek 2004).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium trudno dostępny drzewostan w wieku co najmniej 80 lat (olsza, brzoza) lub 100 lat (inne gatunki drzew) o powierzchni co najmniej 50–100 ha na siedliskach: olsu, łęgu, buczyny, lasów lub borów mieszanych o zróżnicowanej strukturze wiekowej i przestrzennej, z półkami skalnymi lub gniazdami ptaków szponiastych lub bociana czarnego, obecność w otoczeniu (do 500 m) rozległych terenów otwartych: zbiorników wodnych, dolin rzecznych, bagien, torfowisk, wilgotnych łąk, polan górskich, gołoborzy.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium drzewostan w wieku 50–80 lat o powierzchni 25–50 ha, z miejscami trudno dostępnymi (zalanymi wodą, o stromych skalistych stokach), z obecnością wykrotów, karp, obecność w otoczeniu (do 800 m) terenów otwartych: zbiorników wodnych, dolin rzecznych, bagien, torfowisk, wilgotnych łąk, polan górskich, gołoborzy.

U1 (niezadowolający) — drzewostany spełniające kryteria FV-1 i FV-2 pod względem struktury i wieku, położone w zwartym kompleksie leśnym, z dala (ponad 1 km) od terenów otwartych wymienionych jako FV; tereny otwarte opisane jako FV bez sąsiedztwa odpowiednich drzewostanów do odbicia łęgów.

U2 (zły) — zwarte drzewostany mało zróżnicowane gatunkowo i strukturalnie, na siedliskach świeżych, w wieku poniżej 60 lat na dużych powierzchniach, brak miejsc żerowiskowych opisanych jako FV w promieniu co najmniej 1 km.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (3 par) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w punkcie FV-1 w terytorium łęgowym konieczne jest zachowanie min. 3 obszarów takich siedlisk o powierzchni 50–100 ha każdy. Ze względu na duże odległości pomiędzy gniazdami poszczególnych par konieczne jest zachowanie większej liczby (co najmniej 10) takich powierzchni w obrębie każdej ostoi. Z kolei, z powodu dynamicznie zmieniającej się struktury lasów zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni FV-2, jako rezerwowego obszaru występowania puchacza.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Puchacz jest gatunkiem wrażliwym na obecność człowieka w pobliżu gniazda. Zagrożają mu prace leśne (zręby, trzebieże) prowadzone w sezonie łęgowym w pobliżu gniazda oraz eliminacja starych, niedostępnych drzewostanów jako czynnych i potencjalnych miejsc łęgowych. Do zagrożeń, wpływających bezpośrednio na niszczenie łęgów, należy uprawianie sportów (w tym ekstremalnych, oraz narciarstwa, rajdów samochodowych, wspinaczki, sportów motorowodnych) i turystyki w obrębie rewirów lub żerowisk. Puchacz jest wrażliwy na przekształcenia żerowisk poprzez różne rodzaje aktywności człowieka, obejmujące: zalesienia terenów otwartych, wzrost intensywności zagospodarowania łąk, zabudowa krajobrazu (tworzenie nowych siedlisk i innych obiektów w obrębie żerowisk), budowa nowych dróg, infrastruktura turystyczna (nartostady, ośrodki sportów wodnych), pozyskanie materiału skalnego. Eliminacja żerowisk może być także spowodowana naturalną sukcesją na terenach, na których zaniechano użytkowania rolniczego.

Łęgi naziemne są często niszczone przez drapieżniki (lis, kuna, jenot, a także dzik), a niekiedy także przez ludzi. Zdarzają się przypadki rozpadania się zajmowanych przez puchacza gniazd po innych ptakach w trakcie sezonu łęgowego.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne)

Wskazania:

- tworzenie stref ochronnych wokół stanowisk lęgowych puchacza,
- utrzymywanie stref przez okres co najmniej 3 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- ochrona gniazd bociana czarnego oraz ptaków drapieżnych,
- budowa sztucznych gniazd dla puchacza (Anderwald 2002),
- zaniechanie zrębów i trzebieży w potencjalnych siedliskach w okresie lęgowym (luty–lipiec),
- pozostawianie w rewirach puchacza wykrotów, przewróconych drzew,
- ekstensywne użytkowanie łąk nizinnych i górskich,
- ograniczanie sukcesji na terenach otwartych,
- odbudowa małej retencji na terenach leśnych, ochrona rozlewisk tworzonych przez bobry,
- ograniczenia w realizacjach inwestycji sportowo–wypoczynkowo–turystycznych w rejonach występowania puchacza.

Dorota Zawadzka, Dariusz Anderwald

Literatura

- Anderwald D. 2002. Legi rybołowa *Pandion haliaetus*, bielika *Haliaeetus albicilla* i puchacza *Bubo bubo* na sztucznych gniazdach w Borach Tucholskich w 20 wieku. Not. Ornitol. 43: 197–199.
- Buczek T., Jaszcz Z., Wójciak J. 2005. Puchacz *Bubo bubo*. W: Wójciak J., Biadun W., Buczek T. Piotrowska M. (red.). Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, ss. 208–209.
- Mikusek R. 2009. *Bubo bubo* (L., 1758) puchacz. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (T. 8, cz. II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 220–224.
- Mikusek R. 2005. Metody badań i ochrony sów. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Mikusek R. 2004. Puchacz *Bubo bubo*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. GIOŚ, Warszawa, ss. 444–450.
- Mikusek R., Dyrz A. 2003. Ptaki Gór Stołowych. Not. Ornitol. 44: 89–120.
- Piechocki R. 1985. Der Uhu. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Pugaczewicz E. 1995. Stan populacji puchacza *Bubo bubo* na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 1984–1994. Not. Ornitol. 36: 119–134.
- Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Snow D. W., Perrins C. M. 1998. The birds of Western Palearctic, Vol. 1. Oxford Univ. Press, Oxford: 893–896.
- Tomałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Warszawa.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB200002 Puszcza Augustowska w 2010 r. Stud. Mat. CEPL, Rogów 27: 89–104.

Puszczyk uralski *Strix uralensis*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Obszar gniazdowania puszczyka uralskiego (podgatunku *S. u. macroura*) w Polsce ograniczony jest do Karpat, gdzie lokalnie może być najliczniejszym gatunkiem sowy, Podkarpacia, Wyżyny Małopolskiej z Górami Świętokrzyskimi i Rostocza, gdzie jest gatunkiem nielicznym lub średnio licznym oraz do Mazur, gdzie jego liczebność jest bliżej nieznana (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Głowaciński i Stój 2007). Krajowa populacja tego gatunku szacowana jest na 750–1000 par (Chylarecki i Sikora 2007), a dawniej w samej Małopolsce z Podkarpaciem miało gniazdować 300–600 par (Walasz i Mielczarek 1992). Z uwagi na luki w wiedzy na temat występowania tego gatunku, szczególnie na pogórzach i Podkarpaciu, oraz wzrost liczebności, bardziej prawdopodobna liczebność gatunku w kraju wynosi 1300–1800 par (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Znajduje to potwierdzenie w danych o ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA), gdzie zsumowanie liczebności dla samych ostoi daje 1200–1500 par. W Karpatach puszczyk uralski zasiedla przede wszystkim Beskidy oraz pogórza (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Głowaciński i Stój 2007), gdzie jego liczebność można oszacować na 1100–1600 par. Do liczby par (zarówno w skali krajowej, jak i w samych Karpatach) należałoby dodać bliżej nieokreśloną liczbę ptaków młodych i niesparowanych (1–4-letnich), których frekwencja w populacji może być dość wysoka (Bylicka i in. 2010). Rozerwany zasięg tej sowy na pogórzach, według map z atlasów i opracowań (Walasz i Mielczarek 1992, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Głowaciński i Stój 2007), ograniczony do okolic Krakowa, Tarnowa, Rzeszowa i Przemyśla, jest artefaktem wynikającym z nierównomiernego zbadania pogórzy. Także luki w zasięgu widniejące na mapach w opracowaniach atlasowych na terenie Beskidów Zachodnich wynikają raczej z braku danych, a nie z faktycznego nierównomiernego rozmieszczenia puszczyka uralskiego. Jedynie z kilku mezoregionów pochodzą dokładniejsze dane na temat jego liczebności i w większości dotyczą one jedynie fragmentów gór lub kompleksów leśnych, głównie rezerwatów, parków narodowych i ostoi IBA. Li-



fol. G. Zawadzki

liczebność puszczyka uralskiego w Karpatach oszacowano na 2–5 par w Tatrach, min. 12 par w Beskidzie Śląskim, 10–20 par w Beskidzie Żywieckim z Pasmem Babiogórskim (Ciach 2009a, 2009b), 20–40 par w Gorcach, 2–3 pary w Pieninach, 30–40 par w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch 2006, Ł. Kajtoch — mat. niepubl.), 30–40 par na Pogórzu Wielicko-Wiśnickim (Kajtoch 2006, Ł. Kajtoch — mat. niepubl.), 10–15 par w Ostoi Popradzkiej, 370–420 par w Beskidzie Niskim, 250–300 par na Pogórzu Przemyskim, 250–300 par w Górach Słonnych, 200–250 par w Bieszczadach, a poza Karpatami min. 15 par na Roztoczu, 13–14 par w Puszczy Solskiej, 20–30 par w Puszczy Niepołomickiej, 15–20 par w Lasach Radłowskich, 7–10 par w Lasach Sieniawskich, 2–6 par w Puszczy Sandomierskiej (większość danych za: Wilk i in. 2010).

Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku (przyjmując ostrożnie stan na 1000–1500 par) gniazduje w karpackich obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach IBA: Gorce, Beskid Wyspowy, Ostoja Popradzka, Beskid Niski, Góry Słonne, Bieszczady i Pogórze Przemyskie oraz (poza Karpatami) na Roztoczu, w Puszczy Solskiej, Puszczy Niepołomickiej i w Lasach Radłowskich.

Puszczyk uralski był i jest obiektem wieloletnich badań w Karpatach, głównie na Pogórzu Przemyskim i Dynowskim (Kunysz 1994, M. Bylicka — mat. niepubl.), Pogórzu Wielicko-Wiśnickim (Kajtoch 2002, 2006 Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2006, Bylicka i in. 2010) oraz na Podkarpaciu w Puszczy Niepołomickiej (Czuchnowski 1993, Stowarzyszenie Ochrony Sów — mat. niepubl.). Dane z powyższych badań, obserwacje w innych częściach Karpat oraz znajdowane stanowiska na Podkarpaciu, w Górach Świętokrzyskich, na Wyżynie Małopolskiej i Roztoczu (Czuchnowski 1993, Kus i Szczepaniak 2003, Stachyra i in. 2005) wskazują, że gatunek ten zwiększa swoją liczebność oraz prawdopodobnie także zasięg. Najprawdopodobniej w ciągu ostatnich 20–30 lat doszło do ekspansji puszczyka uralskiego z Karpat (głównie wschodnich) na Podkarpacie i Wyżynie południowopolskie oraz skrajnie zachodnie Beskidy i pogórze, a prawie na pewno nastąpił wyraźny wzrost jego liczebności. Za wzrostem liczebności przemawia m.in. wysycenie terytorialne lasów na pogórzach, gdzie sowa ta gniazduje aktualnie także w krajobrazie rolno-leśnym, a młode ptaki w czasie dyspersji spotykane są nawet w zadrzewieniach śródpolnych (Bylicka i in. 2010).

Jeżeli chodzi o rozpowszechnienie, to gatunek ten był stwierdzony na 3,7% pól krajowych i ok. 40% pól w Karpatach (Głowaciński i Stój 2007). Jednakże z uwagi na luki w zasięgu tego gatunku przedstawionym w Atlasie rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski (wynikające m.in. z uwzględnienia danych sprzed 2004 r.), można sądzić, że faktyczne rozprzestrzenienie puszczyka uralskiego najprawdopodobniej wynosi 15–25% całkowitej powierzchni na Podkarpaciu i pogórzach po 40–60% w Beskidach. Biorąc pod uwagę jedynie powierzchnię leśną, to rozprzestrzenienie tego gatunku może dochodzić nawet do 70–90%, przynajmniej w centralnej i wschodniej części polskich Karpat, ponieważ aktualnie gatunek ten spotykany jest w prawie każdym kompleksie leśnym z odpowiednimi siedliskami i o powierzchni nie mniejszej niż 100–200 ha.

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połgowym

Według danych skandynawskich jedna para puszczyków uralskich zajmuje 330–450 ha lasu (Mikkola 1983). Zagęszczenia podawane dla Beskidów i lasów Podkarpacia wynoszące 2–6 rewirów/10 km² (Głowaciński 1991, Czuchnowski 1993, Czuchnowski i in. 2003) wskazują, że jedna para puszczyków uralskich wykorzystuje od ok. 200 ha lasu (buczyn) we wschodnich Beskidach po ok. 500 ha lasu (borów sosnowych) na Podkarpaciu. Natomiast w pofragmentowanych kompleksach leśnych pogórz jedno terytorium może znajdować się w lesie (bukowym, grąbowym bądź sosnowym) o powierzchni jedynie 100 ha, o ile w otoczeniu takiego lasu znajdują się inne kompleksy leśne, a poszczególne lasy połączone są siecią zadrzewień (korytarzy ekologicznych) (Bylicka i in. 2010).

Ważnym elementem terytoriów puszczyków uralskich są tereny półotwarte i otwarte, zarówno naturalne (np. torfowiska, borówczyska), jak i antropogeniczne (polany, zręby, łąki, pastwiska, nieużytki). Tereny te wykorzystuje jako łowiska. Na pogórzach ponadto często poluje na terenie starych wiejskich sadów, także w sąsiedztwie zabudowań.

3. Wskazania fenologiczne

Puszczyk uralski jest gatunkiem osiadłym. Jedynie młode ptaki w czasie dyspersji pługowej mogą przemieszczać się na większe odległości (np. ptaka zaobrazkowanego jako pisklę w 1973 r. na Słowacji znaleziono tego samego roku 200 km dalej na północ pod Krakowem (Glutz v. Blotzheim i Bauer 1980). Okres lęgowy w górach obejmuje na ogół miesiące od lutego do czerwca, istotne mogą być także miesiące jesienne (wrzesień–październik), kiedy ptaki zakładają albo utrwalają swoje terytoria.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Puszczyki uralskie gniazdują przede wszystkim w dolnoregłowych lasach bukowych i bukowo-jodłowych, a także jaworzynach (w Beskidach, na pogórzach i Górach Świętokrzyskich), w grądach i lasach mieszanych z udziałem buka bądź sosny (pogórza, wyżyny) i antropogenicznych borach sosnowych (głównie na Podkarpaciu). Unikają natomiast (zarówno do gniazdowania, jak i polowania) zwartych borów świerkowych i jodłowych oraz młodników i gęstych drągowin. Zazwyczaj zasiedlają skraje drzewostanów w sąsiedztwie górskich muraw, borówczysk i torfowisk lub zrębów, polan, łąk i pastwisk.

Typy górskich siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których puszczyki uralskie mogą — gniazdować:

- 9110 Kwaśne buczyny,
 - 9130 Żyzne buczyny,
 - 9140 Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczawiem górskim (górskie jaworzyny ziołoroślowe),
 - 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
 - 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach,
- żerować:
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe,
 - 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe,
 - 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
 - 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą,
 - 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska,
 - 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W lasach gospodarczych występuje w starszych partiach drzewostanów lub w mozaice płatów lasów o różnym wieku i składzie gatunkowym (np. starodrzew w otoczeniu zrębów). Dotyczy to przede wszystkim borów sosnowych, a także lasów mieszanych o charakterze grądowym z dominacją buka bądź sosny. Ptaki

młode i niesparowane mogą pojawiać się w prawie wszystkich typach lasów (choć unikają zwartych borów świerkowych i jodłowych) i zadrzewień śródpolnych i nadrzecznych, a także w parkach i sadach.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium drzewostan (min. 200 ha) z dominacją buka (lub sosny poza górami) o zróżnicowanej strukturze wiekowej (min. 20% udziału drzew starszych niż 80-lat zgrupowanych w jednym płacie, z obecnością złomów i/lub wypróchniałych pni i/lub gniazd ptaków szponiastych) i przestrzennej, obecność w otoczeniu (w promieniu 500 m) terenów otwartych bądź półotwartych.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium drzewostan, który w co najmniej 50% powierzchni ma zróżnicowaną strukturę wiekową (min. 20% udziału drzew starszych niż 60 lat, z obecnością złomów i/lub wypróchniałych pni i/lub gniazd ptaków szponiastych) i przestrzenną (min. 100 ha) z dominacją buka (lub sosny poza górami), obecność w otoczeniu (w promieniu 500 m) terenów otwartych bądź półotwartych.

U1 (niezadowalający) — jednogatunkowy i jednowiekowy drzewostan (ze znaczącym udziałem buka lub sosny) w wieku 40–60 lat (z obecnością gniazd ptaków szponiastych), obecność w otoczeniu (w promieniu 1000 m) terenów otwartych bądź półotwartych.

U2 (zły) — jednowiekowe i jednogatunkowe, zwarte drzewostany (ze znaczącym udziałem buka lub sosny) w wieku poniżej 40 lat lub zwarte bory jodłowe i świerkowe.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (10–15 par) w danej ostoi, przyjmując wielkość terytorium w górach na 200 ha, konieczne jest zachowanie min. 2000–3000 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 w dobrym stanie zachowania FV-1. Na niżu (Podkarpacie), gdzie wielkość rewiru można oszacować na 500 ha, konieczne byłoby zachowanie 5000–7500 ha siedlisk borowych wymienionych w pkt 4 w dobrym stanie zachowania FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania puszczyka uralskiego.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Puszczyk uralski nie wydaje się być gatunkiem szczególnie wrażliwym na prowadzone prace leśne. Powstające zręby często wykorzystuje jako tereny żerowiskowe. Jednakże zagrożeniem dla jego stanowisk może być powstawanie rozległych jednowiekowych monokultur (młodniki i drągowiny), szczególnie świerkowych bądź jodłowych, które mogą być wykorzystywane przez ten gatunek jedynie okazjonalnie jako żerowiska, z uwagi na zwarty charakter lasu utrudniający polowanie. Do likwidacji terytoriów mogą przyczyniać się zręby na powierzchniach większych niż 10 ha¹, o ile na ich terenie nie są pozostawiane enklawy starszych drzewostanów. Bardzo niekorzystne jest usuwanie z lasu dużych, starych drzew (głównie buków) dziuplastych, złomów (z kominem) oraz wycinanie drzew (głównie buków i sosen) z gniazdami większych gatunków ptaków drapieżnych, czyli typowych miejsc gniazdowych puszczyka uralskiego.

¹ W Polsce zgodnie z zarządzeniem nr 11A Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 11 maja 1999 (ZG-7120-2/99) użytkowanie rębne zrębami zupełnymi z ich odnowieniem sztucznym ograniczono do niewielkich powierzchniowo gospodarczych drzewostanów nasiennych sosnowych i modrzewiowych o pow. całkowitej wydzielenia do 4 ha oraz świerkowych, daglezi zielonej i olszy czarnej o pow. do 2 ha, w których uzyskanie naturalnego odnowienia z obsiewu górnego nie jest możliwe ze względu na silne zadarnienie lub wręcz zdziczenie pokrywy, gęsty podszyt lub nierokujące w przyszłości drugie piętro.

Dużym zagrożeniem może być także celowe zalesianie terenów otwartych i półotwartych oraz ich zarastanie na skutek zaniechania użytkowania (pasterstwa) i sukcesji leśnej. Takie tereny mogą być atrakcyjne dla puszczyków uralskich w początkowej fazie zarastania, jednak później tracą swą funkcję jako żerowiska, a mogą być użyteczne dopiero po przekroczeniu ok. 60 lat, już jako łęgowiska.

Puszczyk uralski jako gatunek zakładający gniazda na drzewach i agresywnie broniący terytorium i lęgu nie wydaje się bezpośrednio zagrożony presją turystyczną. Nie ma także wielu naturalnych wrogów, do których można zaliczyć m.in. kuny *Martes sp.*, puchacza *Bubo bubo* i jastrzębia *Accipiter gentilis*, dla których także bywa agresorem.

Pewnym zagrożeniem dla tego gatunku mogą być inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji kompleksów leśnych i izolacji płatów lasu (w szczególności starszych drzewostanów).

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nieznana jest zmienność genetyczna populacji i stopień izolacji stanowisk z różnych części Polski i krajów ościennych. Można przypuszczać, że populacje puszczyka uralskiego funkcjonują na zasadzie metapopulacji, z głównymi populacjami źródłowymi w Beskidach (zarówno polskich, jak i słowackich i ukraińskich), które zasilają populacje z pogórzy, Podkarpacia i wyżyn (Bylicka i in. 2010). Z tego też powodu najistotniejsza może okazać się ochrona subpopulacji w ostojach górskich, od których mogą być zależne subpopulacje w ostojach nizinnych i wyżynnych.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona rezerwatowa lub w parkach narodowych naturalnych buczyn i jaworzyn,
- ochrona dużych drzew dziuplastych, złomów (kominów) oraz gniazd ptaków drapieżnych,
- umiarkowana gospodarka leśna (rębnie częściowe i stopniowe w buczynach, usuwanie pojedynczych drzew w zwartych drzewostanach; prace leśne prowadzone poza okresem lęgowym przypadającym od połowy lutego do czerwca),
- pasterstwo górskie bądź koszenie górskich polan i łąk,
- celowe odkraczanie górskich polan i innych terenów półotwartych.

Wskazania negatywne:

- intensywna gospodarka leśna (wykonywanie zrębów na powierzchniach większych niż 10 ha, kształtowanie jednogatunkowych i jednowiekowych drzewostanów, prace leśne wykonywane w trakcie sezonu lęgowego, usuwanie drzew dziuplastych, złomów oraz drzew z gniazdami ptaków szponiastych),
- zaniechanie gospodarki pasterskiej prowadzące do zarastania polan,
- celowe zalesianie terenów otwartych i tzw. nieużytków leśnych (torfowisk), przede wszystkim jodłą bądź świerkiem,
- niszczenie siedlisk, fragmentacja lasów i izolacja płatów starodrzewów przez inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego.

Kontrowersyjne:

Z uwagi na dużą plastyczność tego gatunku w zasiedlaniu różnych miejsc gniazdowych oraz dostępność dziupli, złomów i gniazd ptaków drapieżnych w górskich lasach, nie wydaje się konieczne i celowe wywieszanie specjalnych skrzynek lęgowych dla tego gatunku. Skrzynki takie mogą stać się tzw. pułapką ekologiczną, ponieważ w przypadku braku regularnego czyszczenia mogą zwiększać śmiertelność piskląt (pasoży-

ty, potencjalnie większa dostępność dla drapieżników) oraz mogą powodować sztuczne zwiększenie liczebności puszczyka uralskiego na danym terenie, co może niekorzystnie wpływać zarówno na ten gatunek (konkurencja wewnątrzgatunkowa), jak i inne ptaki w lesie (np. włośчатку, puszczyka). Planując wieszanie skrzynek lęgowych dla tego gatunku, należy zatem rozważyć ewentualne negatywne oddziaływanie na inne gatunki (szczególnie stanowiące przedmiot ochrony w danym obszarze Natura 2000).

Łukasz Kajtoch

Literatura

- Bylicka M., Kajtoch L., Figarski T. 2010. Habitat and landscape characteristics affecting the Ural Owl *Strix uralensis* occurrence in agro-forestry mosaic. *Acta Ornithol.* 45: 33–42.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Ciach M., Kwarciany B., Mrowiec W., Figarski T., Bujoczek M., Dyduch M., Fluda M. 2009a. Beskid Żywiecki PLB240002 (IBA PL127). W: Chmielewski S., Stelmach R. *Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 51–58.
- Ciach M., Kwarciany B., Figarski T., Bujoczek M., Fluda M. 2009b. Pasma Policy PLB120006 (IBA PL129). W: Chmielewski S., Stelmach R. *Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 127–133.
- Czuchnowski R. 1993. Ekologia puszczyka uralskiego *Strix uralensis* w Puszczy Niepołomickiej. *Remiz* 2: 7–12.
- Czuchnowski R., Wasilewski J., Bonczar Z., Kulczycki A., Stój M., Pikunas K. 2003. The breeding avifauna of Magurski National Park. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 22: 449–471.
- Glutz v. Blotzheim U. N., Bauer K. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, IX. Frankfurt a. M.
- Głowaciński Z. 1991. Ekologiczny zarys awifauny zlewni Kamienicy w Gorcach i Beskidzie Wyspowym (Karpaty Zachodnie). *Ochr. Przyr.* 49: 175–196.
- Głowaciński Z., Stój M. 2007. Puszczyk uralski *Strix uralensis*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 274–275.
- Kajtoch L. 2002. Awifauna Pogorza Wielickiego i Podgorza Bocheńskiego — zagrożenia i propozycja ochrony. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 58: 38–54.
- Kajtoch L. 2006. Sowy Strigidae Pogorza Wielicko-Wiśnickiego i Beskidu Wyspowego. *Not. Ornitol.* 47: 252–259.
- Kajtoch L., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2006. Awifauna środkowej części Beskidu Wyspowego — propozycje ochrony. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 62: 33–46.
- Kunysz P. 1994. Awifauna lęgowa Parków Krajobrazowych: Pogorza Przemyskiego, Południoworoztoczańskiego i Puszczy Solskiej. BNOZP, t. II.
- Kus K., Szczepaniak P. 2003. Sowy *Strigiformes* Świętokrzyskiego Parku Narodowego i jego okolic. *Not. Ornitol.* 44: 64–69.
- Mikkola H. 1983. *Owls of Europe*. T & A D POYSER. Calton.
- Stachyra P., Tchrzewski M., Kobylas T., Cymbała R., Mazurek P., Frączek T. 2005. Rozmieszczenie, liczebność i preferencje siedliskowe puszczyka uralskiego *Strix uralensis* i włośчатки *Aegolius funereus* w Roztoczu i Puszczy Solskiej. *Not. Ornitol.* 46: 41–48.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura” Wrocław.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. *Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992*. Biol. Sile., Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki.

Rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Rybitwa rzeczna występuje w prawie całym kraju. Najliczniejsza jest na środkowej Wiśle, gdzie gniazduje ok. 2000–2300 par; ponadto licznie zasiedla m.in. Narew i Bug (po ok. 150 par), Zalew Szczeciński (200 par), Zalew Wiślany (ok. 400 par), ujście Wisły (200–300 par), Słońsk (do 280 par), dolinę górnej Wisły (225 par), zbiornik Jeziersko (167 par), stanowisko w Rudzie Żmigrodzkiej na Śląsku (ok. 500 par), stawy w Siemieniu (100–200 par); w górach, gdzie zasiedla doliny rzeczne, występuje do wysokości 400 m.n.p.m. (za Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukaciński i Bukacińska 2007). Najnowsze dane wskazują, że jest ona także gatunkiem powszechnie gniazdującym nad większymi rzekami karpackimi, np. w dorzeczach Dunajca i Raby (gdzie łącznie może gniazdownać 200–400 par w korytach rzek i na licznych żwirowniach, (Ł. Kajtoch, mat. niepubl.). Krajowa populacja tego gatunku oceniana jest na 4000–4500 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukaciński i Bukacińska 2007, Sikora i in. 2012), chociaż ocena ta zapewne nie uwzględnia wielu rozproszonych lęgówisk w Karpatach.

Według opracowania Wilka i in. (2010), częściowo uaktualnionego, co najmniej 1% krajowej populacji (40 par) tego gatunku gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 bądź ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Dolina Dolnej Odry, Zatożka Pucka, Bory Tucholskie, Ujście Wisły, Dolina Dolnej Wisły, jezioro Drużno, Dolina Biebrzy, Dolina Dolnej Narwi, Dolina Dolnego Bugu, Ujście Warty, Żwirownia Skoki, Dolina Środkowej Wisły, Zbiornik Mietkowski, Dolina Baryczy, Dolina Pilicy, Małopolski Przełom Wisły, Dolina Tyśmienicy, Ostoja Nieliska, Roztocze, Zbiornik Nyski, Dolina Górnej Wisły, Dolina Dolnej Soły, Dolina Dolnego Wieprza, Zbiornik Kuźnica Warężyńska, Lasy Radłowskie, Ostoja Turecka, Świętokrzyska Dolina Wisły, Zbiornik Siemianówka.

Liczebność rybitwy podlega dość silnym fluktuacjom, głównie w wyniku zmiennych stanów wód w korytach rzek (także zbiornikach zaporowych), oraz niewłaściwej gospodarki wodnej na stawach hodowlanych w okresie lęgowym, zagospodarowania żwirowni, a także ograniczonej do-



fol. G. Zawadzki

stępnosci odpowiednich siedlisk (których udział spada w efekcie regulacji, a wzrasta np. po powodziach, Kajtoch i Figarski 2013).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Rybitwy jako ptaki kolonijne, w sytuacji dostatecznej podaży odpowiednich siedlisk, nie wykazują silnego terytorializmu, niemniej gdy obszar tych siedlisk jest ograniczony, agresywnie bronią swoich terytoriów, a osobniki, które nie przystąpiły z tego tytułu do lęgu, często atakują zajęte terytoria (Canova i Fasola 2004). Trudno oszacować obszar wykorzystywany np. przez jedną parę bądź kolonię, gdyż wpływ ma na to wiele czynników. Na wyspach wiślanych poszczególne pary gnieźdzą się zwykle w odległości kilku-kilkunastu metrów od siebie (Bukaciński i Bukacińska 2009), natomiast na niewielkich wyspach na rzekach karpaczkich rybitwy mogą gniazdować w skupiskach (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Pewną wskazówką na temat wymagań przestrzennych mogą być zagęszczenia rybitw. Nad Wisłą wynoszą one średnio 6,5 p/1 km, lokalnie 13 p/1 km (Bukaciński i in. 1994), a nad rzekami podgórskimi 0,1–0,5 p/1 km rzeki (choć lokalnie nawet do 30 p/1 km, Kajtoch 2012).

Na zbiornikach osiąga zagęszczenia od ok. 1 p/10 ha powierzchni zbiornika zaporowego z wyspami nawet do 35 p/10 ha zwirowni z wyspami.

Z badań prowadzonych w Stanach Zjednoczonych wynika, że rybitwy bronią aktywnie swoich terytoriów zerowiskowych, które mogą znajdować się w odległości do 8,5 km od kolonii (np. Nisbet 1983), a maksymalnie nawet do 30 km od miejsca gniazdowania (Black i Diamond 2005). Zaopatrzone w nadajniki radiowe rybitwy na Morzu Wattów oddalały się średnio o 6,3 km od miejsca gniazdowania (Becker i in. 1993).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny; przeloty: kwiecień – początek maja i koniec lipca/początek sierpnia – początek października.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W głębi łądu rybitwy rzeczne zasiedlają przede wszystkim piaszczyste i żwirowe wyspy oraz odsypy w korytach rzek nizinnych i podgórskich, a także stawy i zbiorniki zaporowe. W rejonach przybrzeżnych — piaszczyste brzegi, wydmy, mierzeje i zalewy. Preferują okresowe wyspy we wczesnych stadiach sukcesji roślinnej oraz niskie piaszczyste, bądź żwirowe łachy i ławice, unikają terenów z wysoką roślinnością zielną i zakrzaczonych (Bukacińska i Bukaciński 2004, Bukaciński i Bukacińska 2009).

Rybitwy rzeczne zakładają gniazda w miejscach otwartych, bądź przy kępach niskiej roślinności. Unikają natomiast roślinności wysokiej oraz górnej osłony — gniazda są zwykle doskonale widoczne od góry (Burger i Gochfeld 1987, Ramos i del Nevo 1995, obs. własne). Pomimo iż najbardziej preferowane są miejsca z niewielkim pokryciem roślinnością (10–30%), jednak wykazano, że gniazdujące tam ptaki osiągają najniższy sukces rozrodczy. Z drugiej strony, najwyższy sukces odnosiły ptaki gniazdujące w miejscach o umiarkowanym pokryciu roślinnością (ok. 40%), choć gniazdowały w tych miejscach mniej chętnie (Cook-Haley i Millenbah 2002).

Wśród istotnych czynników wpływających na wybór określonych wysp, oprócz ich odpowiedniego charakteru, podawane są również: stopień izolacji wysp, obliczany jako odległość od stałego łądu (Goutner 1997), obecność wód zasobnych w ryby oraz bezpośrednia antropopresja (Bukaciński i Bukacińska 2009).

Gatunek ten wykazuje wysoki stopień przywiązania poszczególnych par do miejsc gniazdowania w kolejnych latach (np. Becker i in. 2001).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować rybitwy lub które mogą znajdować się w otoczeniu miejsc ich gniazdowania:

- 1130 Ujścia rzek (eustaria),
- 1150 Zalewy i jeziora przymorskie (laguny),
- 1160 Duże i płytkie zatoki,
- 3110 Jeziora lobeliowe,
- 3140 Twardowodne oligo i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic *Cheretea*,
- 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne,
- 3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników,
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Wyspy i żwirowiska na stawach, zbiornikach retencyjnych, żwirowniach, odstojnikach i wyrobiskach, z rzadka gnieździ się na ple torfowym i na pniach wystających z wody, oraz na zalanych łąkach i torfowiskach w sąsiedztwie zbiorników wodnych (Bukacińska i Bukaciński 2004), a także na groblach stawów.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadająca na kolonię (min. 5 par) wyspa piaszczysta bądź żwirowa (także półwyspy o dużym stopniu izolacji od lądu stałego) w inicjalnym stanie (bez rozwiniętej roślinności zielnej i zakrzaceń) lub z wykształconą szatą roślinną, ale istniejącą wolną od roślinności plażą (piaszczytą bądź żwirową) — o powierzchni min. 10 arów (rzeki nizinne) lub 5 arów (rzeki podgórskie) (dot. całej wyspy lub jej fragmentu wolnego od zwartej roślinności) i wysokości min. 0,5 m nad przeciętny stan wody wczesnoletniej, znajdującą się na naturalnym (lub zbliżonym do naturalnego) odcinku rzeki nizinnej, podgórskiej lub na zbiorniku wodnym z bogatą ichtiofauną (szczególnie w gatunki ryb małych rozmiarów).

FV-2 (umiarkowany) — przypadająca na kolonię (2-5 par) wyspa (lub izolowany półwysep) piaszczysta bądź żwirowa w inicjalnym stanie (bez rozwiniętej roślinności zielnej i zakrzaceń lub z występującą jedynie kępowo niską roślinnością) lub fragment wyspy spełniający powyższe parametry — o powierzchni min. 5 arów (rzeki nizinne) lub 2,5 ara (rzeki podgórskie) (dot. całej wyspy lub jej fragmentu wolnego od zwartej roślinności) i wysokości min. 0,5 m nad przeciętny stan wody wczesnoletniej, znajdującą się na naturalnym (lub zbliżonym do naturalnego) odcinku rzeki nizinnej, podgórskiej lub na zbiorniku wodnym z dość bogatą ichtiofauną (szczególnie w gatunki ryb małych rozmiarów).

U1 (niezadowolający) — wyspy (także izolowane półwyspy) lub ich fragmenty o powierzchni mniejszej niż 5 arów (rzeki nizinne) lub 2,5 ara (rzeki podgórskie), zarastające wysoką roślinnością zielną i krzewami, bądź których wysokość jest mniejsza niż 0,5 m nad przeciętny stan wody wczesnoletniej, bądź znajdujące się na wodach z ubogą ichtiofauną (szczególnie w gatunki ryb małych rozmiarów).

U2 (zły) — rzeki i zbiorniki nieposiadające wysp (lub izolowanych półwyspów) i o wodach z ubogą ichtiofauną.

Dla utrzymania 1% populacji (40 par) w jednej ostoi konieczne jest zachowanie w korycie rzeki min. 80 arów (nizinnej) lub min. 40 arów (podgórskiej) powierzchni wysp wolnej od zwartej roślinności, lub takiej samej powierzchni wysp na zbiornikach wód stojących (w typie siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryterium FV-1). Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się morfologię rzek, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania rybitwy.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Wśród głównych zagrożeń dla rybitwy rzecznej wymienić można:

- regulacje i utrzymanie umocnień hydrotechnicznych w korytach rzecznych,
- nadmierne pobory kruszyw z koryt rzek skutkujące zniszczeniem, bądź ograniczeniem powierzchni dogodnych wysp,
- zrzuty wody ze zbiorników zaporowych w okresie wysiadki i karmienia piskląt (maj-lipiec),
- zmiany poziomu wody w okresie lęgowym (maj-lipiec) na zbiornikach zaporowych, stawach hodowlanych, na których znajdują się kolonie rozrodcze,
- zamulanie zbiorników żwirowni prowadzące do utraty izolacji miejsc lęgowych (wysp),
- zasypywanie oraz inne rodzaje dewastacji starorzeczy,
- zanieczyszczenie wód stojących i płynących, zarówno fizyczne, jak i chemiczne,
- spadek różnorodności i wielkości rybostanu, zarówno w wyniku degradacji wód, jak i przełowienia,
- bezpośrednia antropopresja — zabudowa dolin rzecznych i pojezierzy, intensyfikacja turystyki wodnej i nadwodnej w okresie lęgowym i w okresie pierzenia; [wskazówka: minimalna odległość (promień strefy buforowej)], na jaką mogą do kolonii mogą zbliżyć się ludzie, bądź osoby uprawiające sporty wodne, nie wywołując reakcji ptaków, określana jest na 100-350 m (Erwin 1989, Siebolts 1998); w warunkach polskich, w niektórych lokalizacjach, odległość ta może być większa, wynosząc 500 i więcej metrów],
- wędkarstwo uprawiane w kolonii lub w jej pobliżu,
- wypas zwierząt gospodarskich na wyspach lęgowych w sezonie rozrodczym ptaków,
- drapieżnictwo (potencjalny negatywny wpływ obcych gatunków, takich jak jenot, norka amerykańska i szop pracz oraz rodzimych np. lisa),
- kolizje z turbinami wiatrowymi (np. Everaert i Stienen 2007).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona rezerwatowa lub w parkach narodowych naturalnych dolin rzecznych,
- zaniechanie regulacji i utrzymywania umocnień hydrotechnicznych w naturalnych fragmentach dolin rzecznych,
- tworzenie wysp na sztucznych zbiornikach (zaporowe, stawy, żwirownie) i regularne (w cyklach 2–3-letnich) usuwanie z nich roślinności zielnej i krzewów (od września do marca),
- montaż pastuchów elektrycznych wokół kolonii lęgowych,
- działania zmierzające do poprawy jakości wód oraz rybostanu,
- zaniechanie sportów wodnych i nadwodnych oraz wędkarstwa, rekreacji i wypasu zwierząt w okresie lęgowym na terenie kolonii lęgowych i w ich pobliżu (maj-lipiec),

- eliminacja drapieżników obcego pochodzenia (jenot, norka amerykańska i szop praczy) oraz przeciwdziałanie nadmiernej liczebności lisa.

Wskazania negatywne:

- regulacje i utrzymywanie umocnień hydrotechnicznych na naturalnych odcinkach rzek,
- uprawianie sportów wodnych i nadwodnych oraz wędkarstwa, a także wypas zwierząt w okresie lęgowym w sąsiedztwie lub bezpośrednio w koloniach rybitw,
- realizacja w terenach nadrzecznych przedsięwzięć generujących znaczną presję turystyczną i rekreacyjną w okresie lęgowym (np. ośrodki sportów wodnych, ośrodki wędkarskie, amfiteatry),
- zanieczyszczanie rzek i jezior,
- przełowienie skutkujące spadkiem różnorodności ichtiofauny,
- lokalizowanie turbin wiatrowych w pobliżu kolonii oraz na trasach przelotów, zarówno lokalnych, jak i długodystansowych.

Łukasz Kajtoch, Tomasz Figarski, Marcin Rejmer

Literatura

- Becker P. H., Frank D., Sudmann S. R. 1993. Temporal and spatial pattern of common tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. *Oecologia* 93: 389–393.
- Becker P.H., Wendeln H., González-Solis J. 2001. Population dynamics, recruitment, individual quality and reproductive strategies in Common Terns *Sterna hirundo* marked with transponders. *Ardea* 89 (special issue): 241–252.
- Black A. L., Diamond A. W. 2005. Feeding areas of Arctic Terns (*Sterna paradisaea*) and Common Terns (*Sterna hirundo*) breeding on a Machias Seal Island, New Brunswick. W: Percy J. A., Evans A. J., Wells P. G., Rolston S. J. (eds). 2005. The Changing Bay of Fundy: Beyond 400 Years. Proceedings of the 6th Bay of Fundy Workshop, Cornwallis, Nova Scotia, September 29th–October 2nd. Environment Canada — Atlantic Region, Occasional Report No. 23.
- Bukacińska M., Bukaciński D. 2004. *Sterna hirundo* (L., 1758) — rybitwa rzeczna. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 8 (cz. II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 186–191.
- Bukaciński D., Bukacińska M. 1994. Czynniki wpływające na zmiany liczebności i rozmieszczenie mew, rybitw i siewczek gniazdujących na Środkowej Wiśle. *Not. Ornitol.* 35: 79–97.
- Bukaciński D., Bukacińska M. 2007. Rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 242–243.
- Bukaciński D., Bukacińska M. 2009. Rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GŁOŚ, Warszawa, ss. 418–426.
- Burger J., Gochfeld M. 1987. Nest site selection: comparison of Roseate and Common Terns (*Sterna dougallii* and *S. hirundo*) in a Long Island, New York Colony. *Bird Behavior* 7: 58–66.
- Canova L., Fasola M. 2004. Aggression and microhabitat segregation among nesting common terns (*Sterna hirundo*) and Mediterranean gulls (*Larus melanocephalus*). *Avocetta* 28: 5–8.
- Cook-Haley B. S., Millenbah K. F. 2002. Impacts of vegetative manipulations on common tern nest success at Lime Island, Michigan. *J. Field Ornithol.* 73: 174–179.
- Erwin R.M. 1989. Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. *Colonial Waterbirds* 12: 104–108.

- Everaert J., Stienen E. W. M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge, Belgium: significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiv. Conserv.* 16: 3345–3359.
- Goutner V. 1997. Use of the Drana Lagoon (Evros Delta, Greece) by threatened colonially nesting waterbirds and its possible restoration. *Biol. Conserv.* 81: 113–120.
- Kajtoch Ł. 2012. Znaczenie karpackich dolin rzecznych dla ptaków lęgowych: przykład zlewni Stradomki i Łososiny. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 68: 3–12.
- Kajtoch Ł., Figarski T. 2013. Short-term revival of riverine bird assemblages after severe flood. *Bird Study* doi: 10.1080/00063657.2013.798260.
- Nisbet I. C. T. 1983. Defecation behavior of territorial and nonterritorial Common Terns (*Sterna hirundo*). *Auk* 100: 1001–1002.
- Ramos J. A., del Nevo A. J. 1995. Nest-site selection by Roseate Terns and Common Terns in the Azores. *Auk* 112: 580–589.
- Siebolts U. 1998. Reaktionen der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* gegenüber Menschen in verschiedenen Brutkolonien. *Vogelwelt* 119: 271–277.
- Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOS, manuskrypt.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992. *Biol. Sile.* Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Rybołów *Pandion haliaetus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Rybołów jest w Polsce skrajnie nielicznym gatunkiem lęgowym, którego liczebność w ostatnich latach oscyluje między 28 a 31 par (Chodkiewicz i in. 2012). Ptak ten zasiedla przede wszystkim Pojezierze Mazurskie oraz pogranicze Wielkopolski i Pomorza (Mizera 2009a). Najważniejszymi obszarami gniazdowania na Mazurach są Puszcza Napiwodzko-Ramucka (4–6 par) oraz Puszcza Piska (4–5 par). Ponadto po 1–2 pary gniazdują w Lasach Iławskich, Puszczy Boreckiej i Puszczy Rominckiej. W zachodniej Polsce najistotniejszymi ostojami rybołowa są Lasy Puszczy nad Drawą (5–7 par) oraz Puszcza Barlinecka (1 para). Poza tym, pojedyncze zazwyczaj pary gniazdują m.in. w Puszczy nad Gwdą i na ziemi lubuskiej. W 2012 r. stwierdzono również pojedyncze lęgi w południowej Polsce — w województwie dolnośląskim i opolskim (www.monitoringptakow.gios.gov.pl). Z powyższego zestawienia wynika, że obecność nawet jednej pary na danym obszarze ma znaczenie dla zachowania gatunku i odpowiada gniazdowaniu 3% populacji krajowej.

Liczebność rybołowa w Polsce ulegała w ostatnich dziesięcioleciach wyraźnym wahaniom. Szacuje się, że na początku XX w. gniazdowało w kraju ok. 100 par tego gatunku. Później następował sukcesywny spadek liczebności rybołowa, związany zarówno z bezpośrednim prześladowaniem, jak i chemicznym skażeniem środowiska. Minimum, na poziomie 20–30 par, polska populacja osiągnęła w połowie lat 80. XX w. Poprawę stanu populacji odnotowano w drugiej połowie lat 90., kiedy oszacowano ją na ok. 70 par. Następnie miał miejsce kolejny, wyraźny, spadek liczebności i osiągnięcie jej obecnego poziomu (Mizera 2009a). W czasie zmian liczebności areal zasiedlony przez polską populację pozostawał mniej więcej stały i ograniczał się przede wszystkim do Mazur, północnej Wielkopolski z ziemią lubuską i południowego Pomorza (Mizera i in.



fot. G. Zawadzki

2007). Co istotne, spadkowy trend populacji rybołowa odnotowany w Polsce wyróżnia się na tle innych części Europy, gdzie w wielu miejscach wykazano jej odbudowę. Wzrost liczebności gatunku stwierdzono nawet w krajach bezpośrednio graniczących z Polską, zwłaszcza w Niemczech (BirdLife Int. 2004, Gensbol 2008).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Rybołowy gniazdują w pobliżu akwenów umożliwiających im upolowanie dostatecznej ilości średniej wielkości ryb (Gensbol 2008, Hardey i in. 2009). Zazwyczaj są to jeziora eutroficzne lub mezotroficzne, szerokie rzeki o spokojnym nurcie, zbiorniki zaporowe lub kompleksy stawów rybnych. Gniazda budowane są najczęściej w dojrzałych lasach położonych w okolicach łowisk. Samce regularnie polują w odległości do 10 km od gniazda, jednak niektóre osobniki dokonują lotów na atrakcyjne łowiska oddalone o ok. 20 km (Hardey i in. 2009). Jednocześnie poszczególne akweny mogą stanowić żerowiska dla kilku par. Maksymalne stwierdzone w Polsce zagęszczenie wynosiło nieco poniżej 2 p/100 km² (Mizera 2009b). W innych częściach Europy, w wyjątkowo sprzyjających warunkach, rybołowy mogą gniazdować w luźnych grupach po kilka par. W takiej sytuacji gniazda poszczególnych par znajdują się w zasięgu wzroku ich sąsiadów i może je dzielić dystans zaledwie 70 m (Hardey i in. 2009, Mizera 2009b).

3. Wskazania fenologiczne

Rybołów jest ptakiem wędrownym. Większość osobników zimuje w Afryce, bardzo nieliczne również na obszarze śródziemnomorskim (Gensbol 2008, Hardey i in. 2009). Pierwsze ptaki mogą pojawić się na terenach lęgowych już w ostatnich dniach marca. Ostatnie osobniki w rewirach widuje się zazwyczaj w końcu sierpnia, natomiast przelotne ptaki są obserwowane w Polsce jeszcze w październiku (Mizera 2009b, T. Mizera — mat. niepubl.).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

W Polsce rybołowy zasiedlają dojrzałe, stare lasy, głównie bory sosnowe, rosnące w luźnym zwarciu i położone w pobliżu zbiorników wodnych. Gniazdo znajduje się najczęściej do 1 km od brzegu akwenu, maksymalny stwierdzony dystans wynosił 7 km. Nierzadkie są przypadki zasiedlania drzewostanów rosnących na wyspach i półwyspach na jeziorach (Mizera 2009b). Ze względu na wielkość i sposób usadowienia gniazda rybołów ma wąskie wymagania w stosunku do drzewa gniazdowego. Ptaki budują gniazda na wierzchołkach drzew o parasolowatej koronie, tak że nie jest ono z góry w żaden sposób osłonięte. Często wybierają najokazalsze drzewa w okolicy (Hardey i in. 2009). Na sosnach znajdowało się 85% spośród wszystkich gniazd odnalezionych w Polsce, a średni wiek tych drzew wynosił 155 lat (Mizera 2009a, 2009b). Innym, znacznie rzadziej wykorzystywanym gatunkiem był świerk, a w pojedynczych przypadkach również jodła, modrzew, buk, olcha i lipa. Niektóre gniazda znajdowały się na martwych drzewach. Stwierdzono również gniazdowanie na słupach napowietrznych linii energetycznych (głównie w zachodniej Polsce) i wieży przeciwpożarowej (KOO — dane niepubl.). Znaczna część par zasiedla obecnie sztuczne platformy, które montuje się zarówno tam, gdzie naturalne gniazda obsunęły się, bądź w innych miejscach — aby zachęcić rybołowy do zajmowania nowych rewirów (D. Anderwald — mat. niepubl.). Ponadto w okolicy gniazda ptaki często wykorzystują stare i okazałe drzewa, nierzadko martwe, na których odpoczywają i z których pilnują lęgu.

Integralną częścią rewiru pary rybołówów jest łowisko, które stanowią zbiorniki wodne różnego typu, zapewniające dostateczne zasoby odpowiedniej wielkości ryb o średniej masie ok. 300 g. W Polsce optymalne wydają się niezbyt głębokie jeziora morenowe, trudnodostępne z brzegu, z brakiem lub ograniczoną liczbą jednostek pływających, takich jak łodzie wędkarskie, motorowe czy jachty. Rybołowy polują również na kompleksach stawów rybnych, jednak ze względu na negatywne nastawienie właścicieli niektórych gospodarstw rybackich jest to dla tych drapieżników niebezpieczne i grozi ich nielegalnym zastrzeleniem.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Suboptymalnymi siedliskami lęgowymi, zajmowanymi znacznie rzadziej przez rybołowy, są grądy z dużym udziałem sosny oraz lite świerczyny (NE Polska) (KOO — dane niepubl.).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których rybołów może

— gniazdować:

9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,

91D0 Bory i lasy bagienne,

91T0 Śródlądowe bory chrobotkowe,

— żerować:

3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — na jedną parę powinno w sumie przypadać nie mniej niż 100 ha lasu sosnowego w wieku przynajmniej 150 lat, znajdującego się w odległości do 1 km od akwenu, który powinien być przynajmniej częściowo wyłączony z użytkowania rekreacyjnego (strefa ciszy, zakaz cumowania i dobijania do brzegu poza miejscami wyznaczonymi, zupełny zakaz wpływania do zatok i podpływania na odległość mniejszą niż 250 m do wysp); para ma w promieniu 5 km alternatywne, zasobne łowiska z ograniczoną presją ludzką (strefy ciszy na wodzie, brak przy brzegach przystani, pomostów, ośrodków wczasowych, pól namiotowych itd.).

FV-2 (umiarkowany) — na parę przypada 50–100 ha 150-letniego lasu sosnowego (ewentualnie ze znacznym udziałem sosny w warstwie najwyższych drzew) lub jest to 100 ha lasu sosnowego starszego niż 130 lat. Drzewostany te położone są w odległości do 1 km od odpowiednich (patrz wyżej) łowisk. Do tego kryterium można również zaliczyć siedliska spełniające pod względem wieku i powierzchni drzewostanu kryterium FV-1 ale znajduje się od 1 do 5 km od potencjalnego łowiska z ograniczoną presją ludzką.

U1 (niezadowolający) — na parę przypadają najwyżej kilkunastohektarowe fragmenty ponad 130-letniego drzewostanu z udziałem sosny, znajdujące się od 1 do 5 km od łowisk lub dla drzewostanów spełnione jest kryterium FV-2, ale łowiska poddane są silnej presji ludzkiej (liczne ośrodki wczasowe, pomosty i przystanie na brzegu akwenu, brak strefy ciszy na wodzie).

U2 (zły) — brak dogodnych do gniazdowania drzewostanów powyżej 120 lat, stała i liczna obecność ludzi na/przy potencjalnych łowiskach.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (1 para) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w punkcie FV-1 w terytorium lęgowym, wskazane jest zachowanie min. 3 obszarów takich siedlisk o powierzchni 100 ha każdy. Z kolei, z powodu dynamicznie zmieniającej się struktury lasów, zarów-

no z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe jest zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni spełniającej kryterium FV-2, jako rezerwowego obszaru występowania rybołowa w ostoi.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Obecnie podstawowym zagrożeniem dla populacji rybołowa w Polsce jest nielegalny odstrzał prowadzony na niektórych kompleksach stawów hodowlanych, co jest przypuszczalnie główną przyczyną spadku liczebności gatunku w kraju (Mizera 2009a). Potencjalnym zagrożeniem może być niedostatek starych drzew (ok. 150-letnie sosny), na których ptak ten umieszcza gniazda. Negatywny wpływ na przebieg lęgów może również wywierać aktywność ludzka w pobliżu zajętych rewirów, taka jak prace leśne oraz niekontrolowany rozwój turystyki, zarówno na lądzie, jak i na wodzie (wędkarstwo, kajakarstwo, żeglarsstwo) (Mrugasiewicz i in. 2006). Dawniej sugerowano, że spadek liczebności rybołowa w Polsce jest wynikiem pogorszenia się jakości i zmutnienia wód, jednak ostatnio ich stan się poprawia, co poskutkowało polepszeniem się rybostanu w wielu akwenach i przyczyniło do wzrostu populacji innych gatunków rybożernych, np. bielika czy kormorana (Mizera 2009a). Innym niebezpieczeństwem są siłownie wiatrowe i napowietrzne linie energetyczne, o które rybołowy mogą się rozbić. W bardzo rzadkich przypadkach stwierdzano ptaki zaplątane w żyłki wędkarskie lub nawet z wbitymi w ciało haczykami (Dennis 2008).

Osobną grupę stanowią zagrożenia w czasie wędrówki i na zimowiskach. Również tutaj istotną rolę odgrywa nielegalny odstrzał, zwłaszcza w niektórych krajach basenu Morza Śródziemnego. Znaczenie może również mieć ewentualna nadmierna eksploatacja rybactwa łowisk w zachodniej Afryce oraz fakt, że na kontynencie tym wciąż bywają stosowane zakazane w Europie środki ochrony roślin takie jak DDT (Dennis 2008).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Podstawowe wskazania dotyczące zagospodarowania siedlisk rybołowa to:

- powoływanie stref ochronnych wokół istniejących gniazd,
- utrzymywanie stref ochronnych przez okres co najmniej 15 lat po opuszczeniu miejsca lęgu przez ptaki,
- wyłączenie z użytkowania gospodarczego dojrzałych, nadbrzeżnych drzewostanów sosnowych, znajdujących się do 1 km od brzegu akwenu,
- pozostawianie w drzewostanach okazałych uschniętych drzew,
- pozostawianie na zrębach grup ponad 100-letnich sosen,
- kontrola miejsc, w których rybołów gniazdował w przeszłości (Mizera 2009b),
- ewentualne zastępowanie zniszczonych gniazd platformami lęgowymi,
- budowanie platform w potencjalnych siedliskach,
- stały monitoring efektów rozrodu lokalnych populacji,
- ograniczenie do minimum ruchu turystycznego na/w pobliżu kluczowych łowisk rybołowa (wprowadzanie stref ciszy, wyłączanie z żeglugi zatok, okolic wysp itp.)
- ograniczenie zabudowy brzegów jezior i niekontrolowanego rozwoju infrastruktury turystycznej w odległości do 200 m od brzegu,
- zakaz lokowania farm wiatrowych w pobliżu terenów zasiedlonych przez ten gatunek, w promieniu co najmniej 10 km od gniazda,
- zakaz inwestycji mogących negatywnie oddziaływać na jakość wód i ich rybostan, tj. lokowania w pobliżu żerowisk rybołowa zakładów przemysłowych wytwarzających duże ilości ścieków,

- prowadzenie działalności edukacyjnej i uświadamiającej wśród zarządców stawów rybnych, ewentualnie innych grup społecznych przebywających na obszarach zasiedlonych przez rybołów.

Tomasz Przybyliński

Literatura

- BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Meissner W., Sikora A., Chylarecki P., Woźniak B., Bzoma S., Brewka B., Rubacha S., Kus K., Rohde Z., Ceniań Z., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński P., Kajtoch Ł., Szałański P., Betleja J. 2012. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2010–2012. Biul. Monit. Przyr. 9: 1–44.
- Dennis R. 2008. A life of Ospreys. Whittles Publishing, Dunbeath.
- Gensbol B. 2008. Collins Birds of Prey. Harper Collins Publishers. London.
- Hardey J., Crick H., Wernham Ch., Riley H., Etheridge B., Thompson D. 2009. Raptors: A field guide for surveys and monitoring. 2nd edition. Scottish Natural Heritage. Edinburgh.
- Mizera T., Rodziewicz M., Szymkiewicz M. 2007. Rybołów *Pandion haliaetus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań, ss. 158–159.
- Mizera T. 2009a. Sytuacja rybołowa *Pandion haliaetus* w Polsce na początku XXI wieku. W: Anderwald D. (red.). Ochrona drapieżnych zwierząt, a rozwój cywilizacyjny społeczeństw ludzkich. Stud. Mat. CEPL, Rogów 3: 45–55.
- Mizera T. 2009b. Rybołów *Pandion haliaetus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 269–278.
- Mrugasiewicz A., Południński M., Dylawski M. 2006. Zmiany liczebności rybołowa *Pandion haliaetus* w Polsce w latach 1993–2004. W: Anderwald D. (red.). Ochrona drapieżnych zwierząt. Poszukiwanie kompromisów. Stud. Mat. CEPL, Rogów 2: 65–80.

Rycyk *Limosa limosa*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Rycyk jest obecnie w Polsce gatunkiem rzadkim, rozmieszczonym wyspowo. Podczas badań nad Polskim Atlasek Ornitologicznym wykazano go w 21,1% badanych pól, jednak obecnie są to już dane w znacznej mierze nieaktualne (Wylegała 2007). Główne lęgowiska znajdują się we wschodniej Polsce — na Podlasiu, Mazowszu oraz Lubelszczyźnie. Istotne lęgowiska zlokalizowane są także w dolinie Warty, Noteci oraz Nidy (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). W innych rejonach kraju gatunek ten występuje bardzo nielicznie (Wylegała 2007). Ostatnie oceny liczebności to 6500–7000 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003) lub 5000–6000 par (Sikora i Chylarecki 2010). Najprawdopodobniej jednak oceny te, nawet publikowane w najnowszych opracowaniach (np. Wilk i in. 2010), są już nieaktualne z uwagi na bardzo szybko zmniejszającą się liczebność gatunku. W Wielkopolsce, która w latach 80. XX w. podtrzymywała ok. 16% krajowej populacji, zanotowano w ciągu ostatnich 25–30 lat katastrofalny spadek liczebności oszacowany na ok. 87–93% (Wylegała i in. 2012). Szybkie wymieranie rycyka w tempie zbliżonym do oszacowanego dla Wielkopolski dotyczy także północno-zachodniej Polski (Ławicki i in. 2011), doliny Narwi (Nowakowski i Górski 2009), doliny dolnego Bugu (P. Chylarecki — mat. niepubl.). W tym samym okresie dramatycznie spadła też liczebność rycyka na wielu innych jego tradycyjnych stanowiskach we wschodniej Polsce (Gromadzki i in. 1994, Wilk i in. 2010), choć z reguły brak tu jest dokładnych danych ilościowych, a dokładne datowanie cenzusów jest często niejasne.

Dokładna liczba par rycyka gniazdujących w Polsce nie jest znana, jednak do określenia najważniejszych ostoi, grupujących ponad 1% krajowej populacji przyjęto najbardziej aktualną wartość, czyli 5000–6000 par (Wilk i in. 2010). Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku (>50 par) występuje zaledwie w kilku obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym



fot. G. Zawadzki

(IBA): Dolina Tyśmienicy (do 630–670 par w latach 90. XX w., choć obecnie stwierdzono zaledwie 3 pary, LTO 2012), Dolina Nidy (260–270 par, ostatnio 3 pary, TBOP 2010), Dolina Biebrzy (dawniej min. 200 par), Dolina Środkowej Warty (dawniej 75–125 par), Dolina Dolnego Wieprza (min. 90 par), Ostoja Kurpiowska (30–50 par), Dolina Pilicy (50 par).

Liczebność kwalifikująca (kryterium A1) przyjęta przez BirdLife International dla gatunków zagrożonych globalnie, w przypadku rycyka wynosi 10 par lub 30 osobników w okresie migracji. Uwzględniając to kryterium, do wspomnianych wyżej obszarów należy więc dodać kolejnych kilkunastu obszarów Natura 2000 oraz ostoje IBA: Dolina Neru (23–39 par), Doliny Omulwi i Płodownicy (46–56 par), Zbiornik Siemianówka (12–25 par), Niecka Włoszczowska (17–22 par), Dolina Bzury (maks. 20 par), Dolina Środkowej Noteci (11–16 par), Ujście Warty (10–12 par), Lasy Radłowskie (5–15 par), Nadnoteckie Łęgi (9–14 par), Bagno Bubnów (10 par), Zbiornik w Nieliszu (7–10 par), Świętokrzyska Dolina Wisły (min. 10 par), Zbiornik Jeziorski (10 par) oraz Puszcza Kampinoska (7–10 par). Dla migrującej populacji rycyka kluczowe znaczenia ma 6 obszarów Natura 2000: Dolina Nidy (150–800 os.), Zbiornik w Nieliszu (maks. 350 os.), Zbiornik Siemianówka (30–130 os.), Doliny Przysowy i Słudwi (90 os.), Stawy Przemkowskie (45 os.) oraz Dolina Środkowego Bugu (30 os.).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Ryzyk jest gatunkiem, który w optymalnych siedliskach może gniazdować w dużych zagęszczeniach, nawet półkolonijnie. W warunkach Polski zagęszczenie lokalne tego gatunku waha się od 0,3 do nawet 15 p/10 ha. Wysokie zagęszczenia rycyka, ze względu na postępujący spadek jego liczebności zdarzają się już bardzo rzadko. Można przyjąć, że przeciętna wielkość terytorium lęgowego u tego gatunku to 10 ha. Dla utrzymania wielkości populacji na poziomie 1% populacji krajowej konieczne jest zachowanie w granicach obszaru Natura 2000 powierzchni optymalnych siedlisk rycyka na poziomie około 500 ha, przy czym wielkość poszczególnych płatów nie powinna być mniejsza niż 10 ha.

3. Wskazania fenologiczne

Zasadnicza część wiosennej wędrówki tego gatunku odbywa się od końca marca do końca kwietnia. Pierwsze ptaki mogą jednak pojawiać się już w pierwszej dekadzie marca. Lęgowiska opuszczane są zazwyczaj w czerwcu, choć po stracie lęgu (co zdarza się bardzo często) opuszczają terytorium już w maju. Polegowe koncentracje rycyków obserwowane są już od połowy czerwca (głównie na zbiornikach retencyjnych oraz stawach rybnych), a regularny przelot jesienny odbywa się głównie w lipcu i sierpniu. Pojedyncze osobniki obserwowane są do października (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Optymalne siedliska tego gatunku to rozległe, podmokłe łąki kośne lub pastwiska położone w okresowo zalewanych dolinach dużych i średniej wielkości rzek. Preferuje obszary, gdzie występuje mozaika płytko zalanych lub podtopionych miejsc oraz terenów wyżej położonych niezalewanych wiośn. Unika łąk zakrzewionych, graniczących z terenami zalesionymi oraz sąsiedztwa dróg o dużym natężeniu ruchu.

W okresie migracji wiosennej zatrzymuje się głównie w siedliskach zbliżonych do lęgowych, a więc głównie na płytko zalanych łąkach. Podczas letnich koncentracji polegowych oraz wędrówki jesiennej preferuje spuszczone bądź płytko zalane stawy rybne oraz spuszczone zbiorniki zaporowe.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez rycyka jako optymalnew okresie

– lęgowym:

- 6410 Zmienneowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),
- 6510 Nizowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7120 Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji,
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Schuechzerio-Caricetae*),
- 7210 Torfowiska nakredowe,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk;

— migracji:

- 1130 Ujścia rzek (estuaria),
- 1150 Zalewy i jeziora przy morskie (laguny),
- 3270 Zalewane muliste brzozy rzek.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

W dolinach nieuregulowanych rzek, np. Bugu i Wisły, gniazduje czasami na suchych murawach sąsiadujących z mulistymi brzozy rzek lub otwartymi starorzeczami (Chylarecki 2004). Rycyk gniazduje sporadycznie także w innych siedliskach — na polach irygacyjnych, częściowo napełnionych stawach rybnych, w strefie cofkowej zbiorników zaporowych, a zupełnie wyjątkowo także na polach uprawnych.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FF-1 (właściwy) — rozległe kompleksy (powyżej 50 ha) podmokłych niezmeliorowanych otwartych łąk kośnych i pastwisk (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień poniżej 5%), położonych w okresowo i regularnie zalewanych (w okresie marzec–maj) szerokich dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie – na przynajmniej połowie obszaru termin koszenia po 1 sierpnia, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–lipiec). Pastwiska z niewielką obsadą bydła (poniżej 1DJP/ha) z wypasem prowadzonym po 20 maja.

Migracje: mielizny, piaszczyste łachy i wyspy porośnięte niską roślinnością w naturalnych korytach rzek. Duże (powyżej 30 ha) powierzchnie płyczn (głębokość wody 5–10 cm) lub odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie czerwiec–sierpień.

FF-2 (umiarkowany) — rozległe kompleksy (powyżej 50 ha) podmokłych częściowo zakrzewionych i zadrzewionych łąk kośnych i pastwisk (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień 5–20% w formie rozproszonych kęp), położonych w okresowo i regularnie zalewanych (w okresie marzec–kwiecień) szerokich dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie – na przynajmniej połowie obszaru termin koszenia po 1 sierpnia, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–lipiec). Pastwiska z obsadą bydła przekraczającą 1DJP/ha z wypasem prowadzonym po 20 maja.

Migracje: mielizny, piaszczyste łachy i wyspy porośnięte niską roślinnością w częściowo uregulowanych korytach dużych rzek. Średniej wielkości powierzchnie (10–30 ha) płyczn (5–10 cm wody) lub odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie czerwiec–sierpień.

U1 (niezadowalający) — rozległe kompleksy (powyżej 50 ha) zmeliorowanych łąk i pastwisk (bez okresowe-

go zalewu lub zdarzającego się sporadycznie) z dużym udziałem zakrzewień i zadrzewień (powierzchnia zakrzewień i zadrzewień 20–40%, lub mniejsza, jeśli ma charakter zakrzewień porastających pasowo rowy melioracyjne i dzielącym łąki na wąskie parcele — o szerokości mniejszej niż 150 m) położonych w dolinach dużych lub średniej wielkości rzek. Łąki użytkowane ekstensywnie – na mniej niż 30 % obszaru termin koszenia przed po 1 sierpnia, bez nawożenia mineralnego, bez prowadzenia prac agrotechnicznych w okresie lęgowym (marzec–czerwiec). Pastwiska z obsadą bydła przekraczającą 1DJP/ha i terminem rozpoczęcia wypasów przed 20 maja.

Migracje: uregulowane koryta rzek bez naturalnych piaszczystych mielizn, łach oraz wysp lub z niewielką powierzchnią tego typu siedlisk. Małe powierzchnie (poniżej 10 ha) płycizn (5–10 cm wody) lub odkrytego mulistego lub piaszczystego dna zbiorników zaporowych oraz stawów rybnych w okresie czerwiec–sierpień.

U2 (zły) — zmeliorowane i silnie przesuszone kompleksy niezalewanych okresowo łąk i pastwisk o powierzchni poniżej 50 ha. Łąki użytkowane intensywnie – terminy pierwszych pokosów w maju, nawożone mineralnie, łąki podsiewane, prowadzone prace agrotechniczne (np. włókowanie, wykaszanie) w okresie lęgowym (marzec–lipiec). Łąki silnie zakrzaczone i zadrzewione (powyżej 40% powierzchni lub mniejszej, jeśli zadrzewienia i zakrzewienia mają charakter pasów wzdłuż rowów melioracyjnych dzielących łąki na wąskie parcele – o szerokości mniejszej niż 150 m). Pastwiska z obsadą bydła przekraczającą 1DJP/ha i terminem rozpoczęcia wypasów przed 20 maja.

Migracje: uregulowane koryta rzek bez naturalnych piaszczystych mielizn, łach oraz wysp. Zbiorniki zaporowe oraz stawy rybne bez płycizn oraz odkrytego dna w okresie lipiec–sierpień.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Obecnie najprawdopodobniej główną przyczyną spadku liczebności rycyka w Polsce jest pogorszenie jakości siedlisk lęgowych oraz niska udatność lęgów. Związane jest to z zaniechaniem użytkowania łąk i pastwisk lub intensyfikacją uprawy (w tym wczesne terminy pokosów oraz prowadzenie prac agrotechnicznych na łąkach w okresie lęgowym), pracami osuszającymi na trwałych użytkach zielonych, wzrostem penetracji łąk i pastwisk przez ludzi (głównie wędkarzy oraz turystów), rozbudową sieci utwardzonych dróg w dolinach rzecznych, wzrostem liczebności ssaków drapieżnych (lisa, norki amerykańskiej, jenota, wałęsających się psów i kotów) oraz lokalnie ptaków krukowatych. Do pogorszenia jakości siedlisk istotnie przyczyniają się lub przyczynią prowadzone oraz planowane prace hydrotechniczne (prace regulacyjne, budowa wałów przeciwpowodziowych, prostowanie koryt, budowa zbiorników zaporowych), zmieniające naturalny reżim hydrologiczny rzek, co często prowadzi do braku okresowego zalewania dolin rzecznych podczas wezbrań wiosennych (Chylarecki 2004).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Dla populacji lęgowej:

- utrzymanie tradycyjnej, ekstensywnej gospodarki łąkowo-pastwiskowej w dolinach rzecznych; niedopuszczanie do ich zarastania wysoką roślinnością i zamiany łąk w grunty orne,
- umożliwienie zalewania dolin rzecznych wodami wezbraniowymi w okresie wiosennym,
- promowanie późnego terminu koszenia łąk (po 1 sierpnia),
- zaniechanie rozbudowy, a lokalnie także odbudowy systemu melioracyjnego na obszarach łąkowych,
- redukcja populacji ssaków drapieżnych (lis, jenot, norka amerykańska i szop praczy) oraz dzika na kłuczowych lęgowiskach,

- zmniejszenie intensywności ruchu samochodowego oraz turystycznego i wędkarskiego w dolinach rzecznych,
- ograniczenie rozbudowy sieci dróg utwardzonych na łęgowskich, a także rozwoju zabudowy mieszkaniowej oraz lotniskowej w pobliżu łęgówisk.

Dla populacji migrującej:

- utrzymanie naturalnego reżimu hydrologicznego dużych rzek (głównie dolnej Wisły) umożliwiającego naturalne tworzenie piaszczystych wysp, łach i odsypisk oraz przeciwdziałanie zabudowie ich koryt,
- utrzymanie naturalnego reżimu hydrologicznego rzek umożliwiającego okresowe zalewanie dolin rzecznych wodami wezbraniowymi,
- zmniejszenie oraz skanalizowanie ruchu turystycznego i wędkarskiego na kluczowych noclegowiskach zlokalizowanych na Wiśle oraz na zbiornikach zaporowych i w miejscach koncentracji w okresie wędrówek,
- dostosowanie terminów napełniania oraz opróżniania z wody zbiorników zaporowych do okresu wędrówki rycyka oraz innych ptaków siewkowych.

Przemysław Wylegała, Zuzanna Rosin

Literatura

Chylarecki P. 2004. Rycyk *Limosa limosa* (L., 1758). W: Gromadzki M. (red). Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8. Ministerstwo Środowiska. Warszawa, ss. 98–103.

Gromadzki M., Dyrz A., Głowaciński Z., Wieloch M. 1994. Ostoje ptaków w Polsce. OTOP, Gdańsk.

Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne. 2012. raport z wykonania inwentaryzacji ornitologicznej dla PLB060004 Dolina Tyśmienicy. GDOŚ, manuskrypt.

Ławicki Ł., Wylegała P., Batycki A., Kajzer Z., Guentzel S., Jasiński S., Kruszyk R., Rubacha S., Żmihorski M. 2011.: Long-term decline of grassland waders in western Poland. *Vogelwelt* 132: 101–108.

Nowakowski J., Górski A. 2009. Awifauna łęgowa Narwiańskiego Parku Narodowego — stan i zmiany. *Not. Ornitol.* 50: 97–110.

Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków łęgowych Polski 1985–2001. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „proNatura”. Wrocław.

Towarzystwo Badań i Ochrony Przyrody. 2010. Wyniki inwentaryzacji ptaków łęgowych dla PLB260001 Dolina Nidy — sprawozdanie. GDOŚ, manuskrypt.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Wylegała P. 2007. Rycyk *Limosa limosa*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków łęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań, ss. 210–211.

Siniak *Columba oenas*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Gatunek w Polsce szeroko rozprzestrzeniony, związany z rozległymi obszarami leśnymi. Najliczniejsze populacje gniazdowe obejmują Polskę północną, Podkarpacie, Małopolskę i rejony wschodnie (Stajszczyk i Sikora 2007, Król i Bonczar 2009). Znacznie mniej liczny i występujący w rozproszeniu w Polsce centralnej. Wykazuje wyraźną tendencję spadkową, datowaną od początku XIX w., z nasileniem w XX w. w związku z wieloprzestrzennym wycinaniem starodrzewów. Z wielu obszarów Polski brak dokładnych liczebności, a wielkość populacji często oceniana jest o wykonywane z różną dokładnością szacunki. Badania w Małopolsce wskazują na występowanie w regionie 5 000–6 000 par (Walasz i Mielczarek 1992). Obszarami reprezentatywnymi w południowej Polsce mogą być Beskid Niski, Puszcza Niepołomska (Król i Bonczar 2009). Liczebność populacji dla całej Wielkopolski oceniono na 370–400 par, a na Śląsku na 350–400 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Liczebność par w skali kraju szacowana jest na 10 000–20 000 par (Stajszczyk i Sikora 2007), ale dane te mogą być niekompletne; Sikora i in. (2012) szacują liczebność tego gatunku na poziomie 14 000–24 000 par. Przyjmując dolną granicę podanego przedziału, 1% populacji stanowi 100 par. Co najmniej 1% populacji występuje na terenie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Lasy Puszczy nad Drawą (300 par), Bory Tucholskie (150–220 par), Puszcza Napiwodzko-Ramucka (110–120 par), Puszcza Augustowska (150–200 par), Puszcza Knyszyńska (300–400 par), Puszcza Białowieża (150–250 par), Sudety Wałbrzysko-Kamiennogórskie (100–155 par) oraz ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA) Wysoczyzna Elbląska (110–180 par) (Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione).



fol. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Gatunek gnieździ się w znacznym rozproszeniu, choć w optymalnych siedliskach (skupiska starych, dziuplastych drzew) może występować w luźnych koloniach, gdzie poszczególne gniazda oddalone są od siebie o kilkadziesiąt lub nawet kilka metrów; wyjątkowo 2 pary mogą zajmować dziuple w tym samym drzewie. Wielkość użytkowanego w okresie lęgowym obszaru jest niewielka – obejmuje promień do kilkuset metrów od gniazda, zazwyczaj 1–4 ha. Obrona terytorium ogranicza się do najbliższego otoczenia dziupli. Zagęszczenia na dużych powierzchniach leśnych na północy kraju wynoszą 1–6 p/10 km², ale w optymalnych biotopach, np. na Wzgórzach Dylewskich aż 16 p/10 km² (A. Sikora — mat. niepubl., za Stajszczyk i Sikora 2004). Lokalnie, w optymalnych siedliskach starodrzewów zagęszczenie dochodzi do 1–3,5 p/10 ha. Żerowiska zwykle znajdują się w pobliżu miejsc gniazdowych, a stanowią je śródleśne tereny otwarte (młode uprawy, zręby, poletka łowieckie, polany) oraz przyleśne obszary rolnicze o zróżnicowanym, mozaikowym charakterze upraw. Zasięg przemieszczeń w okresie lęgowym dochodzi do 10–25 km od gniazda (Stajszczyk i Sikora 2004).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Przyloty trwają przez marzec i kwiecień. Ptaki zajmują rewiry przy dziuplach już w początku marca. Siniak wyprowadza 2, a na zachodzie kraju niekiedy 3 lęgi, w okresie od kwietnia do sierpnia. Okres odlotów jest rozciągnięty w czasie: rozpoczyna się na początku września i trwa do listopada. Siniaki wędrują w niewielkich grupach, coraz częściej zimują w niewielkich stadach na południowym zachodzie kraju (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Stajszczyk i Sikora 2004).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Siniak jest dziuplakiem, gniazdującym w dziuplach wykutych przez dzięcioła czarnego, silnie uzależnionym od dostępności miejsc gniazdowych. W zachodniej Polsce wykazano, że preferuje drzewostany z udziałem buka i graba w wieku ponad 80 lat, a zagęszczenie siniaka oraz dostępnych dziupli jest zależne od zagęszczenia dzięcioła czarnego (Kosiński i in. 2010). W zasięgu buka preferuje starodrzewy z udziałem tego gatunku, na pozostałym obszarze kraju występuje w starych bory sosnowych lub mieszanych, powyżej 120 lat, gdzie znajduje obfitość dostępnych dziupli. Wymaga także śródleśnych terenów otwartych (zręby, uprawy, polany) lub przyleśnych terenów rolniczych.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować siniak:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek.

Drzewostany w wieku 80–100 lat lub drzewostany młodsze z drzewami przestojowymi, z dziuplami podzięciole czarnym. Kępy starych drzew w krajobrazie otwartym, stare parki i zadrzewienia, zawsze z obecnością dziupli.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — starodrzewy (powyżej 100 lat), z udziałem buka, starodrzewy sosnowe powyżej 120 lat, w płatach wielkości co najmniej 10 ha na każde 100 ha powierzchni leśnej z dziuplami dzięcioła czarnego, z obecnością żerowisk: albo śródleśnych terenów otwartych, albo przylegających do lasów terenów ekstenywnie użytkowanych rolniczo.

FV-2 (umiarkowany) — lasy mieszane w wieku 80–120 lat, z drzewami przestojowymi lub kępami starodrzewów z niewielkimi uprawami lub zrębami; kępy starodrzewów na zrębach (uprawach) o powierzchni ponad 10 arów; kępy starych drzew w środowisku rolniczym; stare parki i cmentarze, we wszystkich wariantach z dziuplami dzięcioła czarnego, ewentualnie naturalnymi.

U1 (niezadowolający) — drzewostany poniżej 80 lat z pojedynczymi przestojami.

U2 (zły) — drzewostany młodsze niż 80 lat.

Dla zachowania co najmniej 1% populacji (minimum 100 par lęgowych) potrzebne jest zachowanie odpowiedniego siedliska lęgowego (starodrzewów) spełniającego kryteria FV-1 o łącznej powierzchni minimum 500 ha. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni siedlisk FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania siniaka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Ze względu na specyfikę gniazdowania, gatunek w oczywisty sposób zagrożony jest zmniejszaniem się powierzchni starych drzewostanów obfitujących w drzewa dziuplaste, a więc wszelkiego typu działaniami obniżającymi wiek dojrzałości rębnej drzewostanów. Zagrożenie stanowić będzie także spadek liczebności dzięcioła czarnego, który jest dla siniaka gatunkiem zwornikowym. Na obszarach leśnych niekorzystnym zjawiskiem byłoby także zupełne zaprzestanie gospodarki zrębowej, ze względu na eliminację żerowisk. W krajobrazie otwartym zmiana struktury agrarnej i wprowadzenie intensywnych monokultur (np. roślin energetycznych) w znaczącym stopniu powoduje utratę miejsc żerowania. Mniejszą rolę negatywną odgrywa drapieżnictwo, choć lokalnie wysoka liczebność kuny leśnej i domowej może mieć wpływ na sukces lęgowy.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania negatywne:

- eliminacja starych drzewostanów (ponad 120-letnich),
- obniżanie wieku dojrzałości rębnej w drzewostanach gospodarczych,
- usuwanie drzew dziuplastych, martwych lub zamierających,
- prace leśne (zręby, trzebieże w trakcie sezonu lęgowego, tj. pomiędzy 1 kwietnia a 30 lipca).

Wskazania pozytywne:

- wyłączenie z zagospodarowania lub ochrona w parkach narodowych i rezerwach części drzewostanów starszych niż 120 lat,
- zapewnienie takich działań gospodarczych, aby udział drzewostanów ponad 120-letnich nie zmniejszał się,
- stosowanie rębni częściowych, pozostawianie kęp starodrzewów na powierzchniach zrębowych,
- pozostawianie drzew dziuplastych, martwych i zamierających,
- wyznaczanie drzew dziuplastych jako tzw. drzew ekologicznych w roku poprzedzającym działania rębne.

Zbigniew Bonczar, Dorota Zawadzka

Literatura

Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Jeleń J., Kempa M. 2010. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwrótnymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. Not. Ornitol. 51: 1–13.

Król A., Bonczar Z. 2009. Występowanie gołębia siniaka *Columba oenas* w Małopolsce na tle aktualnej sytuacji lasów. Opracowanie w ramach projektu „Wpływ gospodarki leśnej w lasach prywatnych i państwowych na populację gołębia siniaka”. Manuskrypt.

Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L., Neubauer G., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2012. Opracowanie wstępnej wersji raportu dla KE z wdrażania Dyrektywy Ptasiej w zakresie monitoringu. GIOŚ, manuskrypt.

Stajszczyk M., Sikora A. 2004. *Columba oenas* (L., 1758) — Siniak. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T.8 (część II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 215–219.

Stajszczyk M., Sikora A. 2007. Siniak *Columba oenas*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 254–255.

Tomiało J. L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. Biologia Silesiae, Wrocław.

Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Siwerniak *Anthus spinoletta*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Siwerniak w polskich górach występuje głównie w najwyższych partiach Sudetów, gdzie jest bardzo nieliczny (Dyrz i in. 1991, Tomiałojć i Stawarczyk 2003) i Karpat, gdzie jest liczny, ale tylko lokalnie (Walasz i Mielczarek 1992, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Sikora i in. 2007). W Karpatach występuje przede wszystkim w Tatrach, Bieszczadach i Beskidzie Żywieckim, a mniej licznie i na rozproszonych stanowiskach także w Beskidzie Śląskim, Sądeckim i Wyspowym, Gorcach oraz w Pieninach. W Sudetach gniazduje przede wszystkim w Karkonoszach, a nielicznie w Górach Izerskich i na Śnieżniku (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Sikora i in. 2007). Gatunek ten występuje prawie wyłącznie powyżej 850 m n.p.m., a najliczniej powyżej 1200–1500 m n.p.m. Krajowa populacja szacowana jest na 2200–2700 par (Chylarecki i Sikora 2007) lub 2500–3500 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), co jest chyba bliższe prawdzie, bo w samych Karpatach miało gniazdować 3000 par (Walasz i Mielczarek 1992). Jedynie z kilku mezoregionów pochodzą dokładniejsze dane na temat jego liczebności, a w większości dotyczą one jedynie fragmentów gór, głównie rezerwatów, parków narodowych i ostoj ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA). Przeważnie są to szacunki liczebności, a nie wyniki inwentaryzacji. Liczebność siwerniaka w Karpatach szacowana jest np. na 2000–2500 par w Tatrach (Głowaciński i Profus 1992), 90–130 par występuje w Beskidzie Żywieckim z Pasmem Babiogórskim (Faber 1993) lub jedynie 25–30 par (Ciach 2009a, 2009b, Wilk i in. 2010), ponadto 20–25 par w Gorcach (Wilk i in. 2010), ok. 20 par w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2005), 50–100 par w Bieszczadach (Hordowski 1999), a w Karkonoszach 35–40 par (Flousek i Gramsz 1999).



fot. M. Ciach

Ponad 1% krajowej populacji siwerniaka (przyjmując stan populacji na 2500–3000 par) gniazduje w następujących obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 oraz ostojach IBA: Tatry, Beskid Żywiecki, Beskid Śląski, Gorce, Bieszczady i Karkonosze.

Z uwagi na brak wieloletnich badań nad liczebnością i rozmieszczeniem siwerniaka, niemożliwe jest podanie trendów liczebności i rozpowszechnienia. Według Tomiałojcia i Stawarczyka (2003) trend karpacczych populacji jest nieznan, jednak porównując szacunek liczebności zawarty w Atlasie Ptaków Łęgowych Małopolski (Walasz i Mielczarek 1992) (3000 par) i najnowsze dane (Chylarecki i Sikora 2007, Dyrz i in. 2007, Wilk i in. 2010), można ostrożnie wnioskować, że w Karpatach gatunek ten wykazuje stabilną liczebność. Z drugiej strony, aktualne szersze rozmieszczenie stanowisk siwerniaka, np. w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2005), może wskazywać na zwiększenie się zasięgu tego gatunku, jednakże może to być jedynie artefakt związany z niedokładnością dawnego zbadania pól atlasowych. Porównanie liczebności dla Beskidu Żywieckiego z lat 80.–90. XX wieku (90–130 par, Faber 1993) i aktualnego oszacowania (25–30 par, Ciach 2009a,b, Wilk i in. 2010), może z kolei wskazywać na regres niektórych populacji, jednakże w tym przypadku mogło dojść do niedoszacowania liczebności podczas niedawnej inwentaryzacji i szacowania liczebności dla Babiej Góry (gdzie podano jedynie 3–5 par). Natomiast w Sudetach gatunek ten jest w wyraźnym zaniku (Flousek i Gramsz 1999).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/półgowym

Z uwagi na brak specjalistycznych badań nad terytorialnością siwerniaków oszacowanie powierzchni wykorzystywanej przez parę lęgową można opierać jedynie na wartościach zagęszczeń i doświadczeniu terenowym obserwatorów.

Zagęszczenia siwerniaka wynosiły w Beskidzie Żywieckim 3,9 p/10 ha (Faber 1993), w Gorcach 1,6 p/10 ha (Głowaciński 1991), w Tatrach do 4,7 par/10 ha (Głowaciński i Profus 1992), 2,3–3,2 p/10ha w Bieszczadach (Cichoń i Zajac 1991) i 1,6–2,0 p/10 ha w Beskidzie Wyspowym (Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2005). Wskazuje to, że jeden rewir siwerniaka obejmuje przeciętnie 2–7 ha terenu.

3. Wskazania fenologiczne

Przylot siwerniaków na lęgowiska następuje na ogół na przełomie marca i kwietnia (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), wcześniej ptaki pojawiają się czasami na niższych położonych terenach, np. na niższych położonych pastwiskach (Kajtoch 2010) i w dolinach podgórskich, gdzie czasami także zimują (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Odlot następuje najczęściej we wrześniu, czasami października. Główny sezon lęgowy obejmuje okres od maja (w zależności od wysokości n.p.m. i terminu zejścia zalegających śniegów) do lipca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Siwerniaki zasiedlają przede wszystkim górskie murawy powyżej 1400–1500 (Tatry, Beskid Wysoki, Karkonosze, Śnieżnik) lub 1000–1200 (Bieszczady, Góry Izerskie) m n.p.m., a także górskie borówczyska i górskie, otwarte torfowiska, często w otoczeniu zarośli kosodrzewiny, źródlisk i gołoborzy. Świergotki te wykorzystują górskie murawy, borówczyska i torfowiska zarówno jako miejsca do gniazdowania, jak i żerowiska, natomiast pozostałe wymienione siedliska mogą wykorzystywać ewentualnie jako żerowiska.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gniazdować i żerować siwerniaki:

- 4060 Wysokogórskie borówczyska bażynowe,
- 6150 Wysokogórskie murawy acydoofile i bezwapienne wyleżyska śnieżne,
- 6170 Nawapienne murawy wysokogórskie i wyleżyska śnieżne,
- 6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe,
- 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie,
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe),
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

Typy siedlisk przyrodniczych, które mogą znajdować się w bezpośrednim otoczeniu ich stanowisk (potencjalnie żerowiska):

- 4070 Zarośla kosodrzewiny,
- 4080 Subalpejskie zarośla wierzby łapońskiej lub śląskiej,
- 7220 Źródłiska wapienne ze zbiorowiskami *Cratoneurion commutati*,
- 8110 Piargi i gołoborza krzemianowe,
- 8120 Piargi i gołoborza wapienne,
- 8160 Podgórskie i wyżynne rumowiska wapienne,
- 8220 Ściany skalne i urwiska krzemianowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Gatunek ten może występować także na śródleśnych, otwartych polanach górskich powyżej 850 m n.p.m., porośniętych głównie borówką, których powierzchnia nie jest mniejsza niż 5 ha i o wystawie na ogół południowej. Unika polan zarastających krzewami i drzewami, także ocienionych, preferuje polany na południowych stokach. Nie zasiedla zrębów i młodników leśnych (gdzie zastępuje go świergotek drzewny) oraz bogatych, wilgotnych łąk (gdzie występuje świergotek łąkowy).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadające na 10 par (rozproszonych lub w luźnym zgrupowaniu) rozległe (co najmniej 50 ha) hale lub górskie borówczyska i torfowiska powyżej 1400–1500 m n.p.m. (Karkonosze, Śnieżnik, Tatry, Beskid Wysoki) lub 1000–1200 m n.p.m. (Bieszczady, Góry Izerskie).

FV-2 (umiarkowany) — przypadające na 10 par (rozproszonych lub w luźnym zgrupowaniu) luźne płaty kosówki (co najmniej 50 ha) na wysokości 1400–1800 m n.p.m. lub otwarte śródleśne polany górskie z borówką bądź torfowiska o powierzchni płatu co najmniej 5 ha (i łącznej powierzchni min. 50 ha), powyżej 850 m n.p.m.

U1 (niezadowolający) — niewielkie otwarte śródleśne polany górskie z borówką o powierzchni mniejszej niż 20 ha i/lub poniżej 850 m n.p.m.

U2 (zły) — niewielkie zarastające śródleśne polany górskie o powierzchni mniejszej niż 20 ha i/lub poniżej 1000 m n.p.m.

Dla utrzymania 1% populacji (25–30 par) w jednej ostoi, zakładając terytorium 5 ha, konieczne jest zachowanie min. 125–150 ha (jako jednego płatu lub sieci płatów, których poszczególne fragmenty nie są

mniej niż 5 ha, a co najmniej 50% ma więcej niż 50 ha) siedlisk wymienionych w kryterium FV-1. Z uwagi na możliwość zaniku odpowiednich siedlisk, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni odpowiednich siedlisk (jako jednego płatu lub sieci płatów, których poszczególne fragmenty nie są mniejsze niż 5 ha, a co najmniej 50% ma więcej niż 50 ha) z kategorii FV i/lub U1, jako rezerwowego obszaru występowania siwerniaka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Dużym zagrożeniem dla populacji siwerniaka, szczególnie w niższych pasmach, może być celowe zalesianie terenów otwartych i półotwartych oraz ich zarastanie na skutek zaniechania użytkowania (pasterstwa, koszenia) i sukcesji leśnej.

Także podnoszenie się pięter roślinnych związane z ocieplaniem klimatu może w przyszłości redukcować powierzchnię odpowiadających mu siedlisk.

Potencjalnym zagrożeniem może być także gospodarka pasterska i intensywne koszenie górskich łąk w okresie lęgowym (maj–lipiec), powodujące straty w lęgach.

Dewastacja polan leśnych, a także górskich hał, borówczysk i torfowisk przez intensyfikację ruchu turystycznego, a przede wszystkim zadeptywanie oraz rozjeżdżanie pojazdami terenowymi, może wpływać negatywnie na sukces lęgowy. Także inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego przyczyniające się do niszczenia bądź fragmentacji polan górskich, torfowisk i hał wysokogórskich.

Z uwagi na wysokogórski zasięg gatunku, drapieżnictwo (ptaków i ssaków drapieżnych) najprawdopodobniej ma marginalny wpływ na zachowanie jego populacji.

Potencjalnym zagrożeniem może być też redukcja zmienności genetycznej, dotycząca być może lokalnych, niewielkich i izolowanych populacji w Beskidach, ale niewykluczone, że także w Sudetach. Brak jednak badań umożliwiających określenie, czy to zjawisko występuje i jaki może mieć wpływ na zachowanie gatunku w Polsce. Można przypuszczać, że przynajmniej karpackie populacje funkcjonują na zasadzie metapopulacji — z populacjami źródłowymi w Tatrach oraz innych wyższych pasmach górskich Słowacji, Ukrainy i Rumunii, oraz ujściowymi populacjami w Beskidach Wschodnich i Zachodnich. Odrębność i stopień izolacji populacji sudeckich nie jest znany.

Na fluktuacje liczebności siwerniaka mogą mieć natomiast wpływ warunki atmosferyczne. Długotrwałe zalegania pogody w maju i czerwcu mogą wpływać negatywnie na sukces lęgowy i liczebność populacji. Jednak są to czynniki naturalnie wpływające na biologię tego gatunku.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- ochrona rezerwatowa lub w parkach narodowych naturalnych muraw wysokogórskich, borówczysk i torfowisk,
- umiarkowana gospodarka pasterska i łąkarska na polanach śródleśnych (np. koszenie dopiero od drugiej połowy lipca, po opuszczeniu gniazd przez pisklęta),
- celowe odrzaczanie górskich polan i innych terenów półotwartych (np. torfowisk).

Wskazania negatywne:

- zaniechanie pasterstwa prowadzące do zarastania polan,
- celowe zalesianie terenów otwartych i tzw. nieużytków leśnych (np. torfowisk),

- (potencjalnie) zbyt intensywny zbiór borówek w okresie letnio-jesiennym (płoszenie ptaków, niszczenie późnych lęgów),
- intensyfikacja turystyki pieszej i motorowej na polanach i halach górskich,
- fragmentacja polan, torfowisk i hal przez inwestycje i zmiany zagospodarowania przestrzennego.

Łukasz Kajtoch

Literatura

- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Ciach M., Kwarciany B., Figarski T., Bujoczek M., Fluda M. 2009b. Pasma Policy PLB120006 (IBA PL129). W: Chmielewski S., Stelmach R. Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 127–133.
- Ciach M., Kwarciany B., Mrowiec W., Figarski T., Bujoczek M., Dyduch M., Fluda M. 2009a. Beskid Żywiecki PLB240002 (IBA PL127). W: Chmielewski S., Stelmach R. Ostoje ptaków w Polsce — wyniki inwentaryzacji, część I. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 51–58.
- Cichoń M., Zając T. 1991. Avifauna of Bieszczady National Park (SE Poland) in 1987 and 1988 — quantitative and qualitative data. Acta Zool Cracov 34, 2: 497–517.
- Dyrz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska — monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski.
- Dyrz A., Mielczarek P., Profus P. 2007. Siwerniak *Anthus spinoletta*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 332–333.
- Faber M. 1993. Rozmieszczenie i liczebność siwerniaka *Anthus spinoletta* w Beskidzie Śląskim i Beskidzie Żywieckim. Remiz 2: 74–79.
- Flousek J., Gramsz B. 1999. Atlas ptaków lęgowych Karkonoszy (1991–1994). Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí, ss. 114–115.
- Głowaciński Z. 1991. Ekologiczny zarys awifauny zlewni Kamienicy w Górcach i Beskidzie Wyspowym (Karpaty Zachodnie). Ochr. Przyr. 49: 175–196.
- Głowaciński Z., Profus P. 1992. Structure and vertical distribution of the breeding bird communities in Polish Tatra National Park. Ochr. Przyrody 50: cz. I, 65–94.
- Hordowski J. 1999. Ptaki Polskich Karpat Wschodnich i Podkarpacia. T. I *Pteroclidiformes Passeriformes*. Bad. nad orn. Ziemi Przem. 7: 1–186.
- Kajtoch Ł., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2005. Występowanie siwerniaka *Anthus spinoletta* w Beskidzie Wyspowym. Not. Ornitol. 45: 189–191.
- Kajtoch Ł. 2010. Wczesny przylot drozdów obrożnych *Turdus torquatus* w okolicy Limanowej w roku 2007. Kulon 15: 81–82.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1992. Biol. Sile. Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Sóweczka *Glaucidium passerinum*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Liczebność sóweczki w Polsce, szacowana na przełomie wieków na 300–400 par (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), obecnie wynosi co najmniej 500–800 par lęgowych (Wilk i in. 2010). W ostatniej dekadzie gatunek wykazuje wyraźny wzrost liczebności i rozszerzanie zasięgu (Zawadzka i in. 2009, 2011, Kopij 2011, Sikora i in. 2011). Niemal we wszystkich krajowych obszarach specjalnej ochrony ptaków, w których sóweczka występuje, liczebność przekracza 1% krajowej populacji, czyli 5–8 par. Silne populacje zamieszkują całe pasmo Sudetów, Bory Dolnośląskie, Beskidy oraz Puszcę Białowieską, Augustowską i Knyszyńską. Na Pomorzu stwierdzono 19 stanowisk i wzrost liczebności (Sikora i in. 2011). W Karpatach sóweczka jest rozmieszczona wyspowo. Liczebność w najważniejszych krajowych ostojach wynosi po kilkadziesiąt do ponad 100 par, co stanowi od 5 do 12% krajowej populacji. Według Wilka i in. (2010) do najliczniejszych ostoi należą obszary Natura 2000: Bory Dolnośląskie (90–110 par), Puszcza Białowieska (80–100 par), Sudety Wałbrzysko-Kamienogórskie (56–90 par), Puszcza Augustowska (40–60 par), Góry Stołowe i Karkonosze (po 36–40 par), Gorce (25–45 par), Puszcza Knyszyńska (20–40 par), Góry Słonne (25–30 par), Tatry (20–30 par), Bieszczady (20–30 par). W granicach ostoi IBA Beskid Wyspowy występuje 15–20 par, zaś w całym Beskidzie — ok. 30 par (Ł. Kajtoch — mat. niepubl.). Według niepublikowanych wyników inwentaryzacji z ostatnich lat liczebność niektórych obszarach, np. Bieszczadach czy Puszczy Knyszyńskiej, jest znacznie wyższa od publikowanych informacji (D. Anderwald — mat. niepubl.)



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Terytorium lęgowe w optymalnym biotopie wynosi 1–2 km². W Białowieckim Parku Narodowym średnia wielkość terytorium wynosiła 2,2 km² (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Sóweczka poluje w odległości do 500–700 m od gniazda. Średnie zagęszczenie sówecki w Białowieckim PN wynosiło 1,9 p/10 km², a na powierzchni próbnej z dużymi płatami borów 2,9 p/10 km² (Domaszewicz 1997). W okresie połęgowym ptaki przemieszczają się w poszukiwaniu bogatszych żerowisk. Terytoria zajmowane jesienią, w których ptaki nawołują, nie muszą pokrywać się z lęgowymi. Terytoria zimowe są większe od lęgowych (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Przy wysokiej pokrywie śnieżnej migracje mogą odbywać się na duże odległości, a ptaki pojawiać się z dala od lęgowisk (Sikora i in. 2011). Średnia odległość pomiędzy zajęzami dziuplami w Górach Stołowych wynosiła 1600–1800 m, najmniejsza 750 m (Mikusek 2001, 2004). W Białowieckim Parku Narodowym centra terytoriów lęgowych były odległe o 1,07 do 2,25 km, średnio 1,67 km (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001).

3. Wskazania fenologiczne

Ptaki zajmują rewiry lęgowe w początku marca lub w końcu lutego. Przy pogarszaniu się pogody mogą je chwilowo opuszczać. Rodzina porzuca okolicę dziupli lęgowej krótko po wylocie młodych, na przełomie czerwca i lipca, jednak ciągle pozostaje w obrębie rewiru lęgowego pary ptaków dorosłych. Od końca sierpnia do października ptaki młode próbują zająć swoje rewiry (Mikusek 2001, 2004, Gramsz i Zając 2006).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Gatunek borealny związany silnie ze świerkiem. Występuje w litych drzewostanach świerkowych oraz w sosnowych, liściastych i mieszanych z domieszką świerka. Wykorzystywane siedliska to najczęściej bory, bory mieszane, grądy i łęgi (Domaszewicz 1997). W Beskidach i na pogórzach występuje także w starszych borach jodłowych. Ważnym elementem siedliska jest rozwinięta struktura pionowa, z warstwami podszytu i podrostu z udziałem świerka oraz zróżnicowanie mikrośrodków — różniące się wiekowo i wysokościowo płaty drzewostanów, obecność luk, polan, złomów, wykrotów, cieków wodnych. Preferuje drzewostany powyżej 100 lat, wyjątkowo w borach świerkowych zasiedla drzewostany nawet 60-letnie. W Puszczy Białowieckiej w drzewostanach ponad 100-letnich odnotowano ponad 85% stwierdzeń (Domaszewicz 1997). W Puszczy Augustowskiej rewiry sówecki znajdują się niemal wyłącznie w borach sosnowych z domieszką świerka w drzewostanach co najmniej 140-letnich (Zawadzka i in. 2009, 2011). Na Pomorzu w miejscach stwierdzeń sówecki dominowały zgrupowania drzew w wieku 41–80 lat (przeciętnie 40%), 28% zajmowały drzewostany w wieku 81–120 lat i 17% drzewostany ponad 120-letnie. Charakterystycznym elementem rewiru były tereny podmokłe oraz śródlęgowe tereny otwarte (Sikora i in. 2011). W Karkonoszach sówecka zasiedlała zróżnicowane strukturalnie drzewostany z ok. 90% udziałem świerka (Gramsz i Zając 2006). W górach sówecka preferuje lasy dolnolegowe. W Karkonoszach w reglu dolnym na wysokości 500–800 m n.p.m. znajdowało się 67% stanowisk, a w wyższych partiach regla dolnego (800–1000 m n.p.m.) — 22% stanowisk. Znacznie rzadziej gatunek ten zasiedlał regiel górny (1000–1250 m n.p.m.) — tylko 8% stanowisk (Gramsz i Zając 2006). W Górach Stołowych sówecka gniazdowała w sztucznych monokulturach świerkowych, w drzewostanach w wieku od 75 do 169 lat, średnio 98-letnich (Mikusek 2001). Sóweczka gniazduje w dziuplach po dzięciole dużym, wykuwanych najczęściej w świerkach lub sosnach.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, wykorzystywane przez sóweczkę:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9410 Acidofilne bory z jodłą,
- 9420 Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem,
- 91D0-5 Bory i lasy bagienne,
- 9170-2 Grąd subkontynentalny.

Optymalne siedlisko sóweczki to stare drzewostany (bory, bory mieszane, grądy i łęgi), płaty wielkości 50–100 ha, w wieku ponad 100 lat, z udziałem świerka (w górach także jodły), o strukturze przerębowej lub dwupiętrowej z bujnie rozwiniętymi warstwami podrostu i podszytu, z obecnością złomów, terenów podmokłych (torfowiska, podmokłe łąki, zbiorniki, ciekł), wykrotów i niewielkich powierzchni otwartych do 0,5 ha, oraz dostępnymi co najmniej kilkoma dziuplami po dzięciole dużym.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Drzewostany w wieku 100–120 lat, wyjątkowo młodsze, z domieszką świerka lub jodły, częściowym pokryciem podszytu, obecnością złomów i wykrotów oraz dziupli dzięcioła dużego. Ewentualnie starsze, niewielkie kępy przestojów w otoczeniu młodszego drzewostanu.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — starodrzewy (ponad 140 lat na nizinach, ponad 100 lat w górach) z dominacją świerka lub jodły w górach, drzewostany liściaste lub sosnowe z domieszką świerka na nizinach, płaty o powierzchni co najmniej 50–100 ha (przy wieku 100–140 lat powierzchnia co najmniej 100 ha); budowa piętrowa lub przerębowa, duży udział podszytu, obecność wykrotów, złomów, polanek, luk, cieków wodnych; drzewostany położone wewnątrz kompleksu leśnego, wyłączone z działań gospodarczych.

FV-2 (umiarkowany) — starodrzewy powyżej 100 lat o powierzchni 20–50 ha (wyjątkowo w wieku 80–100 lat, o powierzchni 50–100 ha); dominacja świerka lub jodły (góry), ew. domieszka (niziny); budowa dwu- lub jednopiętrowa, udział podszytu i podrostu do 40%, obecność wykrotów, złomów, polanek, luk, cieków wodnych; drzewostany położone wewnątrz kompleksu leśnego, wyłączone z działań gospodarczych lub z małą intensywnością działań po sezonie lęgowym.

U1 (niezadowolający) — drzewostany poniżej 100 lat, z niewielkim (min. 10%) udziałem świerka, mało zróżnicowane strukturalnie (słabo rozwinięte warstwy dolne), brak urozmaicenia środowiska, brak dziupli.

U2 (zły) — drzewostany z choćby niewielkim udziałem świerka (min. 10%), ale w młodszym wieku (poniżej 80 lat) i nie spełniające pozostałych kryteriów dla FV.

Dla utrzymania 1% populacji (co najmniej 5–8 par) w jednej ostoi, zakładając terytorium 150 ha, konieczne jest zachowanie min. 1200 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni siedlisk FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania sóweczki.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenie dla sóweczki stanowi eliminacja starych drzewostanów (ponad 120-letnich, a szczególnie ponad 140-letnich) i zmniejszanie ich udziału w skali kompleksu, usuwanie drzew dziuplastych, martwych, zamierających oraz prowadzenie zrębów w starodrzewach podczas sezonu lęgowego. Niekorzystne są wszelkie działania prowadzące do unifikacji środowiska i ograniczenia zróżnicowania mikrośrodowiskowego.

8. Wskazania dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- wyłączenie z zagospodarowania lub ochrona części drzewostanów starszych niż 120 lat,
- zapewnienie takich działań gospodarczych, aby udział drzewostanów ponad 120-letnich nie zmniejszał się,
- obejmowanie ochroną płatów drzewostanów zasiedlonych przez sóweczkę,
- pozostawianie kęp starodrzewów na powierzchniach zrębowych,
- wyznaczanie stref ochronnych (50 m wokół zajętych dziupli),
- pozostawianie drzew dziuplastych, martwych i zamierających,
- pozostawianie kęp starodrzewów na zrębach do naturalnego rozpadu,
- nie wykonywanie prac leśnych w trakcie sezonu lęgowego (1 kwietnia – 30 czerwca),
- zachowanie lub kształtowanie zróżnicowanej struktury drzewostanów,
- zachowanie lub kształtowanie zróżnicowanego środowiska w sąsiedztwie drzewostanów zasiedlonych (luki, ciekły wodne, niewielkie powierzchnie otwarte, wykroty).

Dorota Zawadzka, Tomasz Figarski

Literatura

- Domaszewicz A. 1997. Sóweczka *Glaucidium passerinum* w Białowieckim Parku Narodowym — jej siedliska, rozmieszczenie i liczebność. Not. Ornitol. 38: 27–42.
- Gramsz B., Zając T. 2006. Liczebność i rozmieszczenie sóweczki *Glaucidium passerinum* w Karkonoszach polskich w latach 2000–2004. Przyroda Sudetów 9: 145–150.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieckiej, PWN, Warszawa, ss. 167–168.
- Kopij G. 2011. Population and range expansion of boreal owls (*Glaucidium passerinum*, *Aegolius funereus*, *Strix uralensis*, *Strix nebulosa*) in East-Central Europe. Vogelvelt 132: 207–214.
- Mikusek R. 2001. Biologia rozrodu i występowanie sóweczki (*Glaucidium passerinum*) w Górach Stołowych. Not. Ornitol. 42: 219–231.
- Mikusek R. 2004. Sóweczka — *Glaucidium passerinum* (L., 1758). W: Gromadzki M. (red.). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 225–228.
- Sikora A., Kotlarz B., Bela G., Jędro G. 2011. Występowanie sóweczki *Glaucidium passerinum* na Pomorzu i metody jej wykrywania. Ptaki Pomorza 2: 17–34.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilc T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Sowy Puszczy Augustowskiej – wykorzystanie inwentaryzacji w ramach programu Bubobory. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 118–124.

Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB 200002 Puszcza Augustowska w 2010 r. Stud. Mat. CEPL, Rogów 27: 89–104.

Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*

1. Liczebność i status gatunku w Polsce

Śmieszka jest średnio liczny gatunkiem lęgowym na niżu kraju. Zdecydowanie unika terenów suchych, ubogich w zbiorniki wodne i tereny podmokłe, a także rejonów podgórskich i gór (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukaciński i in. 2007). Na pogórzu Karpat gnieździ się do wysokości 300 m n.p.m. (Walasz i Mielczarek 1992, Sułek i Chmielewski 2005).

Wielkość krajowej populacji w ostatnich stu pięćdziesięciu latach podlegała znacznym wahaniom. Na początku XX wieku (w latach 20. i 30.) prawdopodobnie nie przekraczała ona 30 tys. par, a głównymi lęgowiskami były Śląsk i Pojezierze Mazurskie (Tomiałojć 1990). Na początku lat 90. XX w. wielkość krajowej populacji szacowano na 200 000–300 000 par lęgowych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukacińska i Bukaciński 2004). Obecnie do lęgów przystępuje prawdopodobnie nie więcej niż 90 000 par (Neubauer i in. 2011), tj. o ok. 20 000–30 000 par mniej niż na przełomie XX i XXI wieku i o ok. 45 000–55 000 mniej niż na początku lat 80. ubiegłego wieku (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukacińska i Bukaciński 2004, Sidło i in. 2004, Bukaciński i in. 2007). Dane zebrane w latach 2007–2009 w ramach Monitoringu Gatunków Rzadkich, zdają się świadczyć o zahamowaniu trendu spadkowego liczebności tego gatunku w kraju (Neubauer i in. 2011).

Wprawdzie aktualnie nie ma precyzyjnych danych o liczebności poszczególnych kolonii, to jednak na przełomie wieków (1996–2005) ponad 1% krajowej populacji tego gatunku gnieździło się m.in. w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Dolina Biebrzy z Bagnem Wizna (ponad 4 tys. par), Dolina Baryczy razem ze Stawami Przygodzickimi (8,0–9,5 tys. par), Dolina Środkowej Wisły (8,5–9 tys. par), Dolina Górnej Wi-



fot. G. Zawadzki

śły (do 9,7 tys. par), Małopolski Przełom Wisły (3,5 tys. par), w Dolina Dolnej Skawy (do 6,2 tys. par), na jez. Trzebiatowskim koło Bytowa (nie mniej niż 3,5 tys. par), oraz w okolicach ujścia Neru do Warty (3,5-5 tys. par), a także na zbiorniku Przykona (3,0-3,5 tys. par) (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bukacińska i Bukaciński 2004, Grzybek i in. 2012).

Na obszarach chronionych występuje obecnie nie więcej niż 8–10% krajowej populacji łęgowej. Największymi koloniami objętymi ochroną rezerwatową są jedynie Stawy Milickie w dolinie Baryczy i Jezioro Trzebielskie na Pojezierzu Bytowskim.

W okresie dyspersji połęgowej gatunek ten może tworzyć ogromne stada liczące nawet do kilkudziesięciu tysięcy osobników (np. 40 000 os. na stawach rybnych w Górkach k. Kielc w 1997 r., Wilniewicz i in. 2001). W okresie wędrówek i zimą gatunek ten gromadzi się licznie w niektórych rejonach wybrzeża i na rozmaitych zbiornikach oraz wysypiskach śmieci na śródlądziu (Meissner i Betleja 2007). Wiosną notowano do 15 000 os., a zimą do 20 000–25 000 os. na Zbiorniku Nyskim i Zbiorniku Turawskim (Stawarczyk i in. 1996).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie łęgowym/połęgowym

Śmieszka zdecydowanie unika terenów suchych, ubogich w zbiorniki wodne i tereny podmokłe, a także rejonów górskich i gór. Liczebność, a w konsekwencji zagęszczenie ptaków przystępujących do łęgów w tych samych miejscach/kolonjach podlega znacznym fluktuacjom w kolejnych sezonach. Na podstawie danych zgromadzonych w latach 1998–2012 na Pomorzu i Kujawach stwierdzono, że śmieszka tworzy stabilne, tj. utrzymujące się przez kilka-kilkanaście sezonów, kolonie łęgowe przede wszystkim na izolowanych wyspach jeziornych o powierzchni od 0,13 ha do 1,0 ha. Na wyspach tych do łęgów przystępuje od niemal 900 do ponad 2,4 tys. par łęgowych, a zagęszczenie waha się od 0,27–0,30 par/m² do 0,50–0,81 par/m² (Indykiewicz 2001, 2005, P. Indykiewicz — mat. niepubl.). Monitorowane wyspy znajdują się przeważnie na zbiornikach o powierzchni lustra wody od 4,6 ha do 53,9 ha, o głębokości od 0,7 m do 12,0 m i są one oddalone od lądu od ok. 50 m do ok. 200 m. Niemal wszystkie pokryte są roślinnością zielną/trawistą z niewielkim udziałem krzewów, a sporadycznie porośnięte są w linii brzegowej zwartym drzewostanem (P. Indykiewicz — mat. niepubl.).

3. Wskazania fenologiczne

Zasadniczy okres opuszczania zimowisk w głębi kraju i intensywny przelot ptaków pochodzących z zimowisk zachodnioeuropejskich notuje się w marcu i kwietniu (Meissner 2003). Śmieszka rozpoczyna wędrówkę na ogół od 20 lutego, a najliczniejszy przelot notowany jest w okresie od 10 marca do 20 kwietnia. Zdarza się jednak, że nieliczne ptaki przemieszczają się jeszcze do 20 maja. Opuszcza łęgowiska najczęściej po 10 lipca, z tym, że najliczniejszy przelot notowany jest pomiędzy 10 sierpnia a 30 października. Po tym okresie obserwowana jest już znacznie rzadziej, choć na przelotach obserwuje się ją nawet do 10 grudnia (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Meissner i Nitecki 1999).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Śmieszka jest gatunkiem bardzo plastycznym w wyborze miejsca gniazdowania. Preferuje eutroficzne zbiorniki wodne porośnięte zarówno wynurzoną, jak i pływającą roślinnością wodną. Gnieździ się także na wyspach w nurcie większych rzek, na stawach hodowlanych, w starorzeczach i rozlewiskach, jak również na

gliniankach oraz zbiornikach zaporowych. Zasiedla zarówno wyspy piaszczyste, kamieniste, jak i porośnięte trawą, ziołami i drzewami. Rzadziej zajmuje wilgotne lub mokre łąki w dolinach rzek. Chętnie osiedla się w pobliżu terenów rolniczych będących ważnym miejscem żerowania w okresie lęgowym.

W okresie migracji i w czasie zimy wykorzystuje zbiorniki wód śródlądowych (głównie rzeki i jeziora). Licznie zatrzymuje się w niewielkich zatokach morskich, ujściach rzek z rozległymi piaszczystymi i błotnymi plażami. Ze względu na łatwy dostęp do obfitego i różnicowanego pokarmu licznie pojawia się zarówno w większych miastach na śródlądziu, jak i w portach.

Na podstawie analizy otoczenia 54 kolonii śmieszki w Polsce południowej stwierdzono, że czynnikami determinującymi w istotny sposób obecność i trwałość kolonii lęgowej śmieszki są przede wszystkim: wielkość zbiornika wodnego, liczba wysp na zbiorniku, bliskość do korytarza migracyjnego (rzeka o długości większej niż 50 km), a także stopień pokrycia roślinnością wynurzoną (trzcina, turzycą i pałąk wodną). Ponadto stwierdzono, że wpływ wielkości powierzchni płatu siedliska (zbiornika wodnego) w krajobrazie pofragmentowanym (o małej liczbie rzadko rozsianych zbiorników wodnych) jest znacznie silniejszy niż w krajobrazie ciągłym (z licznie występującymi i nieizolowanymi zbiornikami wodnymi) (Kajzer 2008).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których mogą gnieździć się śmieszki:

- 1110 Piaszczyste wybrzeża, przez cały czas przykryte nieco wodą morską (piaszczyste ławice podmorskie),
- 1130 Estuaria (ujścia rzek),
- 1150 Laguny przybrzeżne (zalewy i jeziora przymorskie),
- 1160 Duże płytkie ujścia rzek i zatoki,
- 1210 Kidzina na brzegu morskim (jednoroczna roślinność przy linii przyboju),
- 1330 Solniska nadmorskie (*Glauco-Puccinellietalia* część — zbiorowiska nadmorskie),
- 2110 Inicjalne stadia nadmorskich wydm wędrujących (białych),
- 3140 Twarde oligo- i mezotroficzne zbiorniki z roślinnością bentosową formacji łąki ramienicowe *Chara-tea*,
- 3150 Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne z roślinnością typu *Nymphaeion*, *Potamion*,
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek,
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska alkaliczne o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek z podziałem na lęgowe i żerowiskowe

Kolonie lęgowe śmieszki niekiedy spotykane są na wrzosowiskach i torfowiskach, gdzie zajmują miejsca najbardziej wilgotne (del Hoyo i in. 1996, Snow i Perrins 1998). Ponadto na miejsca gniazdowe wykorzystuje środowiska antropogeniczne, takie jak zalewowe zwirownie, osadniki ścieków i pola irygacyjne.

Wbrew powszechnej opinii o częstym wykorzystywaniu przez śmieszkę pokarmu pochodzenia antropogenicznego i masowego żerowania na wysypiskach komunalnych, badania przeprowadzone w Polsce w latach 2002–2004 tej opinii nie potwierdziły (Meissner i Betleja 2007).

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FW-1 (właściwy) — dla średniej wielkości kolonii (300–2000 par) są to wyspy o powierzchni od ok. 1 ha na eutroficznych zbiornikach (jeziora, stawy i rzeki) otoczonych łąkami i polami uprawnymi, w bliskim sąsiedztwie szlaku migracyjnego, pokryte w 60–80% roślinnością trawiastą i zielną, z nielicznymi drzewami, otoczo-

ne szerokim pasem roślinności wynurzonej lub pływającej, przy jednoczesnym braku presji ssaków drapieżnych (lis *Vulpes vulpes*, jenot *Nyctereutes procyonoides*, norka amerykańska *Neovison vison*) i ptaków krukowatych, przy ekstensywnej gospodarce rybnej i braku aktywności rekreacyjnej ludzi (wyeliminowana niekwalifikowana turystyka kajakowa).

FV-2 (umiarkowany) — wyspy na eutroficznych zbiornikach (w tym na stawach hodowlanych) oddalonych od miejsc obfitujących w pokarm nawet do 2–3 km, piaszczyste lub pokryte (do 60% powierzchni) roślinnością trawiastą i zielną, otoczone wąskim (1–2 m) pasem roślinności wynurzonej lub pływającej, przy braku presji ssaków drapieżnych i ptaków krukowatych, przy ekstensywnej gospodarce rybnej i braku aktywności rekreacyjnej ludzi (wyeliminowana niekwalifikowana turystyka kajakowa).

U1 (niezadowolający) — zajmowane przez kilka-kilkanaście par lęgowych fragmenty (do ok. 150 m²) przybrzeżnej roślinności wynurzonej lub pływającej jezior i rzek, a także niewielkie wysepki na odstojnikach lub osuszone śródpolne zbiorniki intensywnie penetrowane przez drapieżniki (ssaki i ptaki), ludzi i zwierzęta udomowione (psy).

U2 (zły) — brak izolowanych wysp jeziornych, rzecznych i na stawach hodowlanych, brak zbiorników z przybrzeżnym pasem roślinności wynurzonej i/lub pływającej, brak śródpolnych zbiorników wodnych, silna presja drapieżników, silna antropopresja (niekwalifikowana turystyka).

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Najistotniejszymi zagrożeniami dla krajowej populacji śmieszki są:

- zmiany strukturalne i funkcjonalne w dolinach szerokich rzek, a w szczególności utrata siedlisk lęgowych w konsekwencji przekształcenia roztokowego charakteru koryt,
- utrata siedlisk lęgowych na eutroficznych jeziorach oraz na stawach rybnych w wyniku umyślnego niszczenia przez człowieka kolonii lęgowych,
- utrata siedlisk lęgowych w następstwie osuszania torfowisk i zabagnień oraz zasypywania śródpolnych oczek wodnych,
- drapieżnictwo ssaków (lis, jenot, norka amerykańska) oraz ptaków krukowatych (sroka, gawron, kruk) i dużych gatunków mew,
- znaczne straty lęgowe (zniszczenie gniazd) spowodowane wypasem zwierząt gospodarskich na obszarze zajmowanych przez kolonie śmieszki,
- niekwalifikowany ruch turystyczny na terenach nadrzecznych i jeziornych, a w szczególności na wyspach zajmowanych przez kolonie lęgowe.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- zminimalizowanie działań (pogłębianie koryta, pobór kruszywa, osuszanie terenów w międzywalu) prowadzących do utraty lub przekształcania roztokowego charakteru koryta rzeki Wisły,
- objęcie ochroną prawną (np. w formie użytku ekologicznego) wysp rzecznych i jeziornych z bezwzględnym zakazem wstępu na nie ludzi i wypasu zwierząt w okresie lęgowym (15 III – 20 VII),
- ograniczenie penetrowania przez ludzi oraz niekontrolowanego wypasu zwierząt gospodarskich na terenach zajmowanych przez kolonie lęgowe,
- zaprzestanie regulacji stosunków wodnych w siedliskach zajmowanych przez lęgowe śmieszki oraz zakaz zasypywania śródpolnych zbiorników wodnych,

- czynna ochrona siedlisk lęgowych, w tym zapobieganie zarastaniu wysoką roślinnością poprzez wykaszanie, karczowanie i kontrolowany wypas bydła w okresie połegowym (20 VII – 28 II),
- opracowanie i wdrożenie skutecznych mechanizmów rekompensowania ekstensywnych metod gospodarowania na stawach rybnych, a w szczególności ochrony kolonii ptaków, zachowywania rozległych płątów szuwaru oraz pasów roślinności wzdłuż grobli, a także tworzenia wysp na stawach,
- ograniczenie penetrowania przez ssaki drapieżne (lis, jenot, norka amerykańska) oraz przez ptaki krukowate (sroka, wrona, gawron, kruk) i duże gatunki mew, kolonii lęgowych istniejących na wyspach rzecznych i jeziornych,
- zapewnienie bezpieczeństwa ptakom gromadzącym się na noclegowiskach (np. przez wyłączenie w okresie 10 VIII – 30 X tych obszarów z użytkowania turystycznego i rekreacyjnego).

Piotr Indykiewicz

Literatura

- Bukacińska M., Bukaciński D. 2004. *Larus ridibundus* (L. 1766) Śmieszka. W: Gromadzki M. (red.). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny. T. 8. Ptaki (część II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 160–165.
- Bukaciński D., Betleja J., Zieliński P. 2007. Śmieszka *Larus ridibundus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 228–229.
- del Hoyo J., Elliott A., Sargatal, J. 1996. Handbook of the Birds of the World, vol. 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Grzybek J., Zagalska-Neubauer M., Walecki R. 2012. Ptaki Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego. Ptaki Wielkopolski 1: 35–53.
- Indykiewicz P. 2001. Mewy i rybitwy. Ekologia kolonii lęgowej śmieszki *Larus ridibundus* i rybitwy rzecznej *Sterna hirundo* w Mysłęcinku. Wyd. Nice. Bydgoszcz.
- Indykiewicz P. 2005. Factors determining number fluctuations and variation of the breeding success of the urban population of the Black-headed Gull *Larus ridibundus* (N-Poland). Folia biologica 53: 165–169.
- Kajzer J. 2008. Wpływ stopnia fragmentacji krajobrazu na wzorce obecności w płątach siedlisk — badania nad kolonijną mewą śmieszka *Larus ridibundus* (L.). Pr. mgr. UJ, Kraków. Msc.
- Meissner W., Nitecki C. 1999. The species composition and age structure of gulls wintering in the selected places of the Gulf of Gdansk. Ring 21: 23–40.
- Meissner W., Betleja J. 2007. Skład gatunkowy, liczebność i struktura i wiekowa mew *Laridae* zimujących na składowiskach odpadów komunalnych w Polsce. Not. Ornitol. 48: 1–10.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biul. Monit. Przyr. 8: 1–40.
- Sidło P. O., Błaskowska B., Chylarecki P. (red.). 2004. Ostoje ptaków o znaczeniu europejskim w Polsce. OTOP, Warszawa.
- Snow, D. W., Perrins, C. M. 1998. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Non-Passerines. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Stawarczyk T., Grabiński W., Karnas A. 1996. Migracja ptaków siewkowych *Charadriiformes* na zbiornikach zaporowych Śląska. Ptaki Śląska 11: 39–80.
- Sulek J., Chmielewski S. 2005. Śmieszka *Larus ridibundus* L., 1766. W: Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sulek J., Tabor J., Wilniewicz P. Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Kielce-Poznań, ss. 223–225.
- Tomiałojć L. 1990. Ptaki Polski rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.

Walaś K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. Biologica Silesiae, Wrocław.

Wilniewicz P., Szczepaniak W., Zięcik P., Jantarski M. 2001. Ptaki stawów rybnych w Górkach i terenów przyległych. Kulon 6: 3–61.

Trzmiełojad *Pernis apivorus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Trzmiełojad występuje w całym kraju, przeważnie jako gatunek bardzo nielicznie lub nielicznie lęgowy. Aktualna liczebność szacowana jest na 2000–4000 (Chylarecki i Sikora 2007) lub 3000–5000 par lęgowych (Neubauer i in. 2011). Trzmiełojad najliczniej występuje na wschodzie i północnym wschodzie kraju. Wysoką liczebność osiąga w puszczach: Piskiej, Białowieskiej, Augustowskiej, Knyszyńskiej oraz nad Biebrzą. Liczny jest także na Roztoczu, w Puszczy Solskiej, Lasach Strzeleckich, Lasach Sieniawskich, na Pogórzu Przemyskim, w Beskidzie Niskim i Bieszczadach. Na zachodzie kraju rozmieszczenie trzmiełojada jest nierównomierne. Do miejsc liczniejszego występowania należy Puszcza nad Drawą, dolina Odry, Pojezierze Sierakowsko-Miedzychodzkie (Maciorowski i in. 2000), Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie, Kotlina Kłodzka i Sudety (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Lontkowski 2007, Wilk i in. 2010). Rozmieszczenie i liczebność tego gatunku nadal nie są dokładnie poznane.

Co najmniej 1% krajowej populacji (30 par) gniazduje w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000: Lasy Puszczy nad Drawą (60–80 par), Puszcza Piska (90–100 par), Puszcza Augustowska (60–71 par), Ostoja Biebrzańska (28–35 par), Puszcza Knyszyńska (65–80 par), Puszcza Białowieska (90–120 par), Lasy Strzeleckie (25–30 par), Puszcza Sol ska (65–80 par), Roztocze (220 par), Beskid Niski (20–30 par), Puszcza Borecka (30–40 par), Pogórze Przemyskie (30–40 par), Góry Słonne (50–60 par) (Wilk i in. 2010, uaktualnione i zmienione).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/polegowym

Najwyższe zagęszczenia trzmiełojada stwierdzono w Lasach Strzeleckich — 3,0–3,7 p/10 km² (Matusiak i in. 2002). W Puszczy Białowieskiej w latach 1985–1987 stwierdzono 83–86 par, co daje zagęszczenie



fot. G. Zawadzki

13,6 p/100 km². Zagęszczenia w grądach i lasach mieszanych wynosiły od 2,3 do 3,4 p/10 km², a w borach od 0 do 0,8 p/10 km² (Pugaczewicz 1996). Wysokie zagęszczenie stwierdzono w dolinie Odry (18 p/100 km²), w Kotlinie Kłodzkiej (7,3–8,9 p/100 km², Tomiałojć i Stawarczyk 2003) oraz w Lasach Parczewskich (13–15 p/100 km², Buczek i in. 2007). Dość liczny jest trzmiełojad w Puszczy Augustowskiej (5,7 p/100 km², Zawadzka i in. 2009) i w Puszczy Solskiej (4,2 p/100 km², Buczek 2005). Średnie odległości między gniazdami wynosiły w Lasach Parczewskich 2580 m (1550–3450 m), a w Wigierskim PN 3400 m (2200–5000 m). W Puszczy Białowieskiej odległości między gniazdami zajęтыми przez sąsiednie pary lęgowe wynosiły 1–3,5 km, średnio 1,95 km, a zatem wielkość rewiru lęgowego wynosiła średnio 3 km² (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Gniazda budowane były w różnej odległości od brzegu lasu — w Lasach Parczewskich średnio 450 (20–2675) m, a w Wigierskim PN średnio 800 (100–1550) m (Zawadzka 2006, Buczek i in. 2007). Rewir łowiecki sięga kilku kilometrów wokół gniazda, nakładając się z rewirami sąsiednich par, a maksymalnie może wynosić do 7 km od gniazda (Lontkowski 2009).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek wędrowny. Pierwsze osobniki przylatują do Polski na przełomie kwietnia i maja, wyjątkowo wcześniej (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Rozpoczynanie lęgów ma miejsce od trzeciej dekady maja do połowy czerwca. Wysiadywanie trwa 30–37 dni. Młode przebywają w gnieździe ok. 35–40 dni (Lontkowski 2009). Wylot z gniazda następuje w końcu lipca i na początku sierpnia. Przez następne dwa-trzy tygodnie rodzina przebywa w rewirze lęgowym. Odlot trwa do końca sierpnia do października, większość ptaków opuszcza nasz kraj do połowy września.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Trzmiełojad gnieździ się głównie w dużych kompleksach leśnych, na obszarach przylegających do terenów otwartych. Rzadziej występuje w śródpolnych niewielkich lasach. Preferuje lasy liściaste i mieszane oraz bory mieszane. Wiek zasiedlanych drzewostanów jest zróżnicowany — od 50 do 150 lat, choć przeważnie gniazda zakładane są w drzewostanach powyżej 70 lat. W północno-wschodniej Polsce gniazda często lokowane są na świerkach. Zazwyczaj ptaki budują każdego roku nowe gniazdo, choć niekiedy wykorzystują również gniazda innych gatunków szponiastych.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować trzmiełojad:

- 9110 Kwaśne buczyny,
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe,
- 9160 Grąd subatlantycki,
- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe,
- 91I0 Ciepłolubne dąbrowy,
- 91P0 Jodłowy bór świetokrzyski.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Niewielkie kompleksy leśne (<100 ha) oraz zadrzewienia, lasy z przewagą drzewostanów młodszych niż 70 lat.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — przypadający na 1 terytorium lęgowe drzewostan mieszany lub liściasty o powierzchni 15–20 ha, w wieku ponad 90 lat w dużym kompleksie leśnym, z obecnością śródleśnych łąk i innych powierzchni otwartych, lub w pobliżu granicy lasu z terenami otwartymi.

FV-2 (umiarkowany) — przypadający na 1 terytorium drzewostan mieszany lub liściasty o powierzchni 5–10 ha w wieku 70–90 lat, w dużym kompleksie leśnym, z obecnością niewielkich śródleśnych powierzchni otwartych.

U1 (niezadowolający) — duże kompleksy leśne z drzewostanami sosnowymi z małą domieszką gatunków liściastych wieku poniżej 70 lat.

U2 (zły) — niewielkie drzewostany śródpolne (poniżej 20 ha) lub zadrzewienia, lasy niespełniające kryteriów FV-1 i FV-2.

Dla utrzymania 1% populacji krajowej (30 par) w danej ostoi, przyjmując powierzchnię lasu o parametrach opisanych w punkcie FV-1 w terytorium lęgowym konieczne jest zachowanie min. 30 obszarów takich siedlisk o powierzchni do 20 ha każdy.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Trzmiełojadowi zagrażają prace leśne (zręby, trzebieże) prowadzone w sezonie lęgowym w pobliżu gniazda. Drugim rodzajem zagrożeń jest wzrastająca aktywność człowieka poprzez penetrację lasów przez cały okres lęgowy. Sezon lęgowy przypada na okres letni, w którym lasy stanowią miejsce aktywnej turystyki i wypoczynku. Zagrożeniem jest również zalesianie terenów otwartych wewnątrz kompleksów leśnych. Do niekorzystnych procesów należą postępująca zabudowa letniskowa oraz całoroczna brzegów lasów, stanowiących ważne miejsce żerowiskowe tego gatunku. Zagrożenie mogą stanowić elektrownie wiatrowe lokalizowane w pobliżu rewirów lęgowych (Langgemach i Meyburg 2011).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania:

- zaniechanie prac leśnych związanych z pozyskaniem drewna w rewirach lęgowych trzmiełojadów od końca maja do połowy sierpnia,
- zachowanie śródleśnych łąk,
- unikanie lokalizacji elektrowni wiatrowych w promieniu do 3 km od miejsc gniazdowania (Langgemach i Meyburg 2011).

Jerzy Zawadzki

Literatura

- Buczek T. 2005. Trzmiełojad. W: Wójciak J., Biadań W., Buczek T., Piotrowska M. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, ss. 84–85.
- Buczek T., Keller M., Różycki Ł. A. 2007. Lęgowe ptaki szponiaste *Falconiformes* Lasów Parczewskich — zmiany liczebności i rozmieszczenia w latach 1991–1993 i 2002–2004. Not. Ornitol. 48: 217–231.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. PWN, Warszawa, ss. 153–154.
- Langgemach T., Meyburg B.-U. 2011. Analysis of space use patterns — a magic term of landscape planning with effects on the conservation of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and other large bird species. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167–181.
- Lontkowski J. 2007. Trzmiełojad *Pernis apivorus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 130–131.
- Lontkowski J. 2009. Trzmiełojad *Penis apivorus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ss. 167–176.
- Maciorowski G., Mizera T., Ilków M., Statuch T., Kujawa D. 2000. Awifauna Sierakowskiego Parku Krajobrazowego. W: Winięcki A. (red.). Ptaki parków krajobrazowych Wielkopolski. Wielkopolskie Prace Ornitologiczne 9: 39–67.
- Matusiak J., Wójciak J., Keller M. 2002. Rozmieszczenie, liczebność i efekty lęgów ptaków szponiastych *Falconiformes* w Lasach Strzeleckich. Not. Ornitol. 43: 145–162.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Ceniań Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biul. Monit. Przyr. 8: 1–40.
- Pugaczewicz E. 1996. Lęgowe ptaki drapieżne polskiej części Puszczy Białowieskiej. Not. Ornitol. 37: 173–224.
- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D. 2006. Liczebność, ekologia żerowania i rozrodu zespołu ptaków drapieżnych w Wigierskim Parku Narodowym w latach 1989–1998. Stud. Mat. CEPL, Rogów 12: 155–187.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Ptaki szponiaste Puszczy Augustowskiej. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 86–94.

Włochatka *Aegolius funereus*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Zasięg włochatki w Polsce obejmuje północny wschód i północ kraju oraz Karpaty, Sudety i Śląsk. Na północy kraju zasiedla duże kompleksy leśne, głównie w zasięgu świerka. Izolowane stanowiska wykazywane są z różnych części kraju. W obrębie zasięgu osiąga zróżnicowane zagęszczenia. W górach dochodzi do górnej granicy lasu, w Karkonoszach i Tatrach do 1300 m n.p.m. (Domaszewicz i in. 2007). Dokładne rozmieszczenie włochatki w Polsce nie jest do końca poznane. Gatunek wykazuje wzrost liczebności połączony z rozszerzaniem zasięgu, notowany w całej centralnej Europie (Kopij 2011). Liczebność podlega silnym fluktuacjom, związanym ze zmianami dostępności gryzoni. Szacunkowa ocena populacji krajowej to 1000–2000 par (Chylarecki i Sikora 2007, Wilk i in. 2010), czyli 1% populacji wynosi 10–20 par, a wskazując środek tego przedziału — 15 par. Najważniejsze ostoje gatunku (obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000), skupiające co najmniej 1% krajowej populacji to: Puszcza nad Gwdą (10–25 par), Dolina Słupi (20–25 par), Lasy Łębskie (17–24 pary), Bory Tucholskie (31–75 par), Puszcza Piska (60–80 par), Puszcza Augustowska (60–80 par), Puszcza Knyszyńska (70–140 par), Puszcza Białowieża (30–50 par), Bory Dolnośląskie (170–230 par), Puszcza Solska (33–35 par), Karkonosze (20–25 par), Beskid Żywiecki (6–20 par), Tatry (25–50 par), Gorce (15–30 par), Beskid Niski (10–12 par), Pogórze Przemyskie (10–15 par), Góry Słonne (25–35 par), Bieszczady (20–30 par), Sudety Wałbrzysko-Kamiennogórskie (21 par), Góry Izerskie (20–30 par) oraz ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Lasy Mirachowskie (7–30 par), Beskid Wyspowy (10–15 par w IBA, ok. 30 par w całym Beskidzie, Ł. Kajtoch, mat. niepubl.) oraz Ostoja Popradzka (5–15 par) (Mikusek i Sikora 2004, Wilk i in. 2010, zmienione).



fot. G. Zawadzki

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędnego do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Wielkość terytorium lęgowego włochatki w Skandynawii wynosi 50–200 ha. Z Polski brak dokładnych danych na ten temat. Odległość pomiędzy dwoma zajętymi gniazdami zazwyczaj nie przekracza 1–2 km, ale w Polsce najbliższe położone 2 zajęte dziuple były oddalone zaledwie o 25 m (Sikora i Mikusek 2009). W Puszczy Białowieskiej średnia wielkość terytorium wynosiła 1,1 km², a odległość między najbliższymi zajętymi dziuplami od 0,1 do 2,6 km, średnio 1,16 km (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Najwyższe krajowe zagęszczenia nie przekraczały 3 terytoriów/10 km² w Górach Stołowych, 0,9–1,7/10 km² w Pienińskim PN, i w niektórych latach 5–7 terytoriów/10 km² w Lasach Mirachowskich i Puszczy Darżlubskiej (przegląd w: Domaszewicz i in. 2007). W Puszczy Białowieskiej średnie zagęszczenie wynosi 5 p/100 km², ale lokalnie w optymalnych biotopach dochodzi do 2,2 p/10 km² (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). W Lasach Sobiborskich zagęszczenie włochatki wahało się w różnych latach od 0,3–0,6 do 2,8 terytoriów/10 km² (Grzywaczewski i in. 2009). W latach obfitujących w gryzonia na dobrym stanowisku część samców tworzy związki bigamiczne, a część pozostaje niesparowana (Hakkarainen i Korpimäki 1998).

3. Wskazania fenologiczne

Gatunek częściowo wędrowny (populacje północne). Włochatki zajmują rewiry lęgowe w marcu. Na termin składania jaj ma wpływ liczebność gryzoni. Składanie jaj przypada najczęściej na kwiecień, młode wylatują w czerwcu, wyjątkowo później. Opieka rodzicielska nad młodymi poza gniazdem trwa kolejny miesiąc, mniej więcej do końca lipca.

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Gatunek wnętrza lasu. Włochatka jest dziuplakiem, zasiedla dziuple po dzięciole czarnym *Dryocopus martius*. Na nizinach preferuje bory sosnowe i świerkowe, rzadziej buczyny. W Puszczy Białowieskiej występowała w dużych płatach starych lasów iglastych, szczególnie w suchych partiach starych borów sosnowych (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). W Puszczy Augustowskiej zasiedla stare, ponad 140-letnie bory sosnowe z drugim piętnem świerka (Zawadzka i in. 2009). W świerczynach górskich ważna jest obecność przestojów bukowych z dziuplami dzięcioła czarnego. W dominujących na nizinach borach sosnowych ptaki gniazdują w starodrzewach w wieku ponad 120 lat, zasiedlają także stare bory sosnowo-świerkowe. Włochatka żeruje głównie na śródleśnych terenach otwartych (halizny, zręby, torfowiska, uprawy, młodniki itp.) oraz w luznych, starszych drzewostanach.

Typy górskich siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, w których może gniazdować włochatka:

- 9110 Kwaśne buczyny (w tym żyzna jedlina karpacka — zbiorowisko *Abies alba-Oxalis acetosella*),
- 9130 Żyzne buczyny,
- 9140 Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczawiem górskim (górskie jaworzyny ziołoroślowe),
- 9410 Acidofilne bory z jodłą,
- 91D0 Lasy i bory bagienne,
- 9410 Górskie bory świerkowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Drzewostany młodsze niż 100 lat z pojedynczymi przestojami oraz wyjątkowo kilkuarowe kępy starodrzewów z dziuplami pozostawiane na zrębach.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV1 (właściwy) — średni wiek drzewostanu ponad 120 lat, łączna wielkość płatu składającego się z sąsiadujących wydzieli ponad 100 ha, drzewostany sosnowo-świerkowe, świerkowe, jodłowe, jodłowo-bukowe i bukowo-jodłowe, ewentualnie sosnowe z min. 10% udziałem świerka lub z dobrze rozwiniętym podrostem/podszytem świerkowym lub jodłowym, obecność w płacie siedliska (lub w jego bezpośrednim sąsiedztwie) obszarów podmokłych (bagien, torfowisk), cieków wodnych, zrębów, halizn, upraw, młodników.

FV2 (umiarkowany) — średni wiek drzewostanu ponad 100 lat, łączna wielkość płatu składającego się z sąsiadujących wydzieli ponad 60 ha, drzewostany sosnowo-świerkowe, świerkowe, jodłowe, jodłowo-bukowe, bukowo-jodłowe i sosnowe, z min. 10% udziałem świerka lub z dobrze rozwiniętym podrostem/podszytem świerkowym/jodłowym, obecność w płacie siedliska (lub w jego bezpośrednim sąsiedztwie) obszarów podmokłych (bagien, torfowisk), cieków wodnych, zrębów, halizn, upraw, młodników.

U1 (niezadowolający) — średni wiek drzewostanu poniżej 100 lat, łączna wielkość płatu składającego się z sąsiadujących wydzieli ponad 40 ha, drzewostany sosnowo-świerkowe i świerkowe, jodłowe, jodłowo-bukowe, bukowo-jodłowe, ewentualnie sosnowe, z min. 10% udziałem świerka lub z dobrze rozwiniętym podrostem/podszytem świerkowym/jodłowym lub drzewostany młodszych klas wieku (do 80 lat) sosnowe lub świerkowe, ale z obecnością przestojów w wieku >120 lat.

U2 (zły) — płaty drzewostanów sosnowo-świerkowych, świerkowych, jodłowych, jodłowo-bukowych, bukowo-jodłowych lub sosnowych >40 ha, nie spełniające co najmniej jednego z pozostałych kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji (co najmniej 15 par) w jednej ostoi, zakładając terytorium 150 ha, konieczne jest zachowanie min. 2200 ha siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryteriach FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się strukturę lasów, zarówno z przyczyn naturalnych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej czterokrotnie większej powierzchni siedlisk FV-2/U1, jako rezerwowego obszaru występowania włochatki.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Zagrożenia:

- brak lub eliminacja starych drzewostanów (ponad 120-letnich),
- obniżanie wieku rębności w drzewostanach gospodarczych,
- usuwanie drzew dziuplastych, martwych lub zamierających,
- prace leśne (zręby, trzebieże w trakcie sezonu lęgowego, tj. pomiędzy 1 kwietnia a 30 czerwca).

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunków

Wskazania:

- wyłączenie z zagospodarowania lub ochrona w parkach narodowych i rezerwach części drzewostanów starszych niż 120 lat,

- zapewnienie takich działań gospodarczych, aby udział drzewostanów ponad 120-letnich nie zmniejszał się,
- obejmowanie ochroną płatów drzewostanów zasiedlonych przez włochatkę,
- wyznaczanie stref ochronnych (50 m wokół zajętych dziupli),
- pozostawianie drzew dziuplastych, martwych i zamierających,
- zachowanie lub kształtowanie zróżnicowanej struktury drzewostanów,
- zachowanie lub kształtowanie zróżnicowanego środowiska w sąsiedztwie drzewostanów zasiedlonych (luki, ciek wodne, niewielkie powierzchnie otwarte, wykroty).

Dorota Zawadzka, Tomasz Figarski

Literatura

- Chylarecki P., Sikora A. 2007. Ocena liczebności gatunków lęgowych w Polsce. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 35–42.
- Hakkarainen H., Korpimäki E. 1998. Why do territorial Male Tengmamm's owl fail to obtain a mate? *Oecologia* 114: 578–582.
- Grzywaczewski G., Łapińska K., Łapiński P. 2009. Rozmieszczenie i liczebność sów Strigiformes w Lasach Sobiborskich. Ogólnopolska Konferencja Ornitologiczna w 190 rocznicę urodzin Władysława Taczanowskiego. Ptaki-Środowisko-Zagrożenia, Lublin 17–20 września 2009 r., s. 47.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej, PWN, Warszawa, ss. 169–170.
- Kopij G. 2011. Population and range expansion of boreal owls (*Glaucidium passerinum*, *Aegolius funereus*, *Strix uralensis*, *Strix nebulosa*) in East-Central Europe. *Vogelvelt* 132: 207–214.
- Mikusek R., Sikora A. 2004. *Aegolius funereus* (L. 1758) — włochatka. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny (T. 8). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 237–243.
- Sikora A., Mikusek R. 2009. Włochatka *Aegolius funereus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 475–483.
- Domaszewicz A., Mikusek R., Sikora A. 2007. Włochatka *Aegolius funereus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 280–281.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2009. Sowy Puszczy Augustowskiej — wykorzystanie inwentaryzacji w ramach programu Bubobory. Stud. Mat. CEPL, Rogów 22: 118–124.

Zimorodek *Alcedo atthis*

1. Status i stan zachowania gatunku w Polsce

Zimorodek jest bardzo nielicznym lub nielicznym gatunkiem gniazdującym na terenie całego kraju, z wyjątkiem wyższych gór. W górach występuje do wysokości ok. 450 m n.p.m. (Karkonosze), 550 m n.p.m. (Pieniny) czy nawet 880 m n.p.m. (Tatry) (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kucharski i Sikora 2007). Całkowita liczebność w kraju nie jest dokładnie znana, szacuje się ją na 2500–6000 par (Kucharski 2004), jednakże stan zbadania gatunku na wielu obszarach jest niewystarczający. Szerzej rozpowszechniony jest m.in. na Pomorzu Środkowym, Mazurach i na Suwalszczyźnie, skąd jednak brak dokładniejszych szacunków liczebności. W pasie Polski środkowej jest bardziej rozproszony i najliczniej zasiedla Bug, Wisłę, Narew i Pilicę. Na Śląsku występuje 300–350 par, w Wielkopolsce — co najmniej 250–300 par, w Małopolsce — 800–1000 par, w Krajinie Gór Świętokrzyskich — 100–300 par (za Kucharski i Sikora 2007). Na południu rozmieszczenie zimorodka ma charakter plamowy, a największymi skupiskami lęgowymi są Stawy Milickie oraz Beskid Niski (po 50–60 par, Kucharski i Sikora 2007), a także np. dorzecze środkowej Raby (ok. 45 par, Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2008, Kajtoch 2012).

Ponad 1% krajowej populacji tego gatunku, czyli co najmniej 25 par, gniazduje w następujących obszarach Natura 2000 bądź ostojach ptaków o znaczeniu międzynarodowym (IBA): Zalew Szczeciński, Dolina Dolnej Odry, Ostoja Ińska, Ostoja Drawska, Lasy Puszczy nad Drawą, Puszcza nad Gwdą, Bory Tucholskie, Dolina Dolnej Wisły, Dolina Pasłęki, Ostoja Warmińska, Puszcza Augustowska, Puszcza Knyszyńska, Przełomowa Dolina Narwi, Dolina Dolnej Narwi, Dolina Dolnego Bugu, Puszcza Notecka, Dolina Środkowej Odry, Dolina Środkowej Warty, Dolina Środkowej Wisły, Łęgi Odrzańskie, Dolina Baryczy, Dolina Pilicy, Dolina Środkowego



fol. G. Zawadzki

Bugu, Beskid Niski, Pogórze Przemyskie, Góry Słonne, Bieszczady, Dolina Czarnej, Dolina Dolnego Sanu, Niecka Włoszczowska, Puszcza Sandomierska. Najliczniejsze populacje zasiedlają Bieszczady, Góry Słonne, Pogórze Przemyskie (po 100–200 par), Bory Tucholskie (162–190 par), Dolinę Środkowego Bugu (110–140 par), Lasy Puszczy nad Drawą, Dolinę Baryczy (po 60–90 par), Puszcę Notecką (70–85 par), Dolinę Dolnego Bugu (82 par), Beskid Niski (50–60 par), oraz Ostoję Drawską (min. 80 par) (Wilk i in. 2010, uaktualnione).

Z uwagi na brak kompleksowych, wieloletnich badań liczebności zimorodka, brak jest również pewnych danych o trendzie liczebności gatunku. Wnioskowanie w tym zakresie utrudnia także i fakt występowania znacznych fluktuacji liczebności powodowanych ostrymi zimami, co skutkuje znacznymi zmianami wielkości populacji lęgowej nawet w kolejnych, następujących po sobie sezonach (Kucharski 2001, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kucharski i Sikora 2007).

2. Szacunkowa wielkość obszaru wykorzystywanego przez gatunek/niezbędny do przetrwania w okresie lęgowym/połęgowym

Zimorodek wykazuje silne zachowania terytorialne, broniąc rewiru lęgowego przed innymi ptakami tego gatunku. Terytorium lęgowe obejmuje najczęściej kilkukilometrowy odcinek cieku, a na terenach o większych zagęszczeniach — kilkusetmetrowy. Badania telemetryczne nad Brdą wykazały, że pojedyncze terytorium pary zajmowało od 1,1 do 3,6 km biegu rzeki (Kucharski 2009). O zbliżonej wielkości terytoriach zimorodków (2–3 km biegu rzeki) donosił Čech (2006), natomiast Andrews i Kinsman (1990) podawali wartości nieco niższe (0,8–1,5 km). Wpływ na wielkość terytorium mają przede wszystkim dwa czynniki — możliwość znalezienia odpowiedniego miejsca do gniazdowania oraz dostępność i obfitość pokarmu. W optymalnych siedliskach gniazda mogą być umiejscowione nawet w odległości od kilkudziesięciu do stu kilkudziesięciu metrów od siebie (Kucharski 2001, Čech 2006). Granice terytorium wyznaczają tzw. punkty zwrotne, często charakterystyczne i łatwo dostrzegalne np. drzewa leżące w korycie (Machar 2008). Powszechne jest zasiedlanie tych samych skarp w kolejnych sezonach lęgowych (Kucharski 2001), przy czym według Čecha (2006) przywiązanie do terytoriów wykazują samce.

Zagęszczenia podawane z północnej części Polski wynosiły od 5 p/100 km² krajobrazu oraz ok. 3 p/10 km rzeki w północno-zachodniej części Warmii do 7,7 p/100 km² krajobrazu oraz ok. 3,8 p/10 km rzeki w zachodniej części Borów Tucholskich. Dla dużych rzek środkowej i wschodniej części kraju odnotowano zagęszczenia rzędu 2–4 p/10 km rzeki, a dla środkowej części Bugu — 6 p/10 km rzeki. W znacznie niższych zagęszczeniach zimorodek występował natomiast w Wielkopolsce — od 0,6 p/10 km rzeki na Noteci do 0,9 p/10 km rzeki na dolnej i środkowej Warcie (Kucharski i Sikora 2007). Nad pogórkami rzekami (np. dorzecze Raby) osiągał zagęszczenia 2–4 p/10 km rzeki, a nad górkami (np. Łososina) — 1,5 p/10 km rzeki (Kajtoch 2012). Najwyższe lokalne zagęszczenia sięgały nawet 10 p/10 km (Kucharski 2009).

Średnio można przyjąć, że terytorium jednej pary zajmuje ok. 1–2 km biegu rzeki/linii brzegowej wód stojących w optymalnych warunkach siedliskowych i min. 2–3 km w warunkach suboptymalnych.

3. Wskazania fenologiczne

Większość ptaków odlatuje na zimowiska na zachód i południe od lęgówisk (Kucharski 2009). Rokrocznie niewielka część populacji, przede wszystkim ptaków dorosłych, zimuje (liczniej na zachodzie Polski), na co wpływ ma charakter zim i związany z tym stopień zamarznięcia wód (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kucharski 2009). Zimą gatunek ten przebywa również na miejskich odcinkach rzek i stawach (Kucharski 2004, Machar 2008).

Okresy przelotów lub koczowań rozciągają się od lutego do kwietnia oraz od sierpnia do listopada. Na trasie przelotu, w odpowiednich do żerowania miejscach, zimorodki pozostają nawet do 2–3 miesięcy. Wędrują pojedynczo i tylko wyjątkowo spotykano większe skupiska (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kucharski 2004). Termin przystępowania do lęgów ma miejsce w kwietniu — skrajne daty zniesienia pierwszego jaja przypadają w latach 1993–1998 na Brdzie na 3 i 29 kwietnia (Kucharski 2001). W przypadku łagodnych zim do lęgów mogą przystępować nawet pod koniec marca (Čech 2006). Opuszczanie miejsc lęgowych przez młode osobniki rozpoczyna się w lipcu, przy czym karmienie piskląt z późnych lęgów przeciąga się może aż do 3 dekady sierpnia. Okres lęgowy trwa 120–150 dni (Kucharski 2004, 2009).

4. Siedliska optymalne wykorzystywane przez gatunek

Zimorodek nierozzerwalnie związany jest z wodami powierzchniowymi. Optymalne siedlisko lęgowe gatunku stanowią nieuregulowane doliny rzek i większych strumieni, z urwistymi brzegami, płynące w otoczeniu lasów lub z zadrzewionymi/zakrzewionymi brzegami. Gatunek ten zasiedla także obrzeża wód stojących, głównie stawów i jezior (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Kucharski i Sikora 2007). W Borach Tucholskich, w latach 1992–1998, 72% par zasiedlało brzegi rzek i strug, 18% gniazdowało wzdłuż linii brzegowej jezior oraz 10% nad rowami, sztucznymi kanałami oraz zbiornikami zaporowymi (Kucharski 2001). Odcinki cieków zasiedlane przez zimorodka cechują się najwyższymi standardami jakości wód, dzięki czemu może być on wykorzystywany jako gatunek wskaźnikowy (Peris i Rodriguez 1996). Uznawany jest też za gatunek parasolowy dla meandrujących ekosystemów rzecznych (Machar 2008).

Kryteria, jakie należy brać pod uwagę przy ocenie przydatności danego fragmentu siedliska dla zimorodka, są następujące:

- jakość wody: zimorodek najliczniej zasiedla cieki i zbiorniki z czystą i przejrzystą wodą (Peris i Rodriguez 1996, Kucharski i Sikora 2007, Kucharski 2009);
- przepływ i głębokość wody: zimorodek zasiedla cieki z wolno płynącą, płytką wodą (Kucharski 2009, Cummins i in. 2010), wykazując preferencje do fragmentów z wodą stagnującą stanowiących odpowiednie miejsca do żerowania (Peris i Rodriguez 1996);
- charakter brzegu: niezbędnym elementem siedliska zimorodka są strome skarpy, burty brzegowe i urwiska położone najczęściej w bezpośrednim sąsiedztwie wody; preferuje odcinki z brzegami o podłożu piaszczystym lub piaszczysto-gliniastym (Kucharski 2001, 2004, Kucharski i Sikora 2007, Kucharski 2009). Natomiast według Heneberga (2004), do gniazdowania preferuje skarpy z przewagą frakcji pylastej nad piaszczystą oraz istotnym udziałem części szkieletowych (żwiru drobnego 1–10 mm). Crowe (2010) podaje, że zasiedla głównie brzegi ze znacznym udziałem części gliniastych, które jednocześnie nie są podatne na zniszczenia przez powodzie i mogą być używane w kolejnych latach. Nory na stabilnych skarpach zajmowane są przez wiele lat (Kucharski 2009). Gniazda zakłada najczęściej w skarpach o ekspozycji północno-zachodniej, północno-wschodniej i północnej (Kucharski 2001, 2004). Z badań Kucharskiego (2001) wynika, że większość nor lokalizowana jest w odległości mniejszej niż 1 m od górnej krawędzi skarpy, a według Heneberga (2004), średnio w odległości ok. 0,6 m. Straka i Grim (2007) również potwierdzają, że gniazda zakłada blisko szczytu skarpy, jednakże na skarpach wyższych odległość od szczytu skarpy jest większa. Zasiedlona skarpa z reguły ma powierzchnię większą niż 1–2 m² (Kucharski 2009). W literaturze podawano również, że gatunek ten preferuje skarpy o wysokości co najmniej 1,5 m (Hopkins 2001) lub co najmniej 1–2 m (Cummins i in. 2010). Crowe (2010) podaje natomiast, że do zasiedlenia przez zimorodka wystarcza 3–4 metrowej długości fragment odpowiedniego brzegu. Preferuje jednak fragmenty rozległe o długości co najmniej 10 m (Straka i Grim 2007, Cummins i in. 2010);

- zagospodarowanie nadbrzeżnych ekosystemów: na wybór miejsc lęgowych korzystnie wpływa roślinność drzewiasta (krzewiasta) w linii brzegowej; gatunek preferuje ciek i zbiorniki położone wśród lasów (Kucharski i Sikora 2007, Straka i Grim 2007, Machar 2008, Kucharski 2009), przy czym według Perisa i Rodrigueza (1996) unika zarówno miejsc z bardzo ubogą, jak i bardzo obfitą roślinnością nadbrzeżną. Z badań Kucharskiego (2001) wynika, że skarpy brzegowe, w których gniazduje mogą być oddzielone od wody pasem drzew, krzewów, jak również osłonięte zwisającą z wierzchu skarpy roślinnością zielną;
- elementy kształtujące przydatność cieku dla zimorodka: istotne znaczenie ma występowanie w korytach cieków powalonych całych drzew oraz ich pni i gałęzi, których obecność wpływa na funkcjonowanie geo- i ekosystemów cieków sprzyjając kształtowaniu zróżnicowanego charakteru morfologicznego cieków oraz tworzeniu/poprawie jakości siedlisk zimorodka, w tym dogodnych miejsc do polowania i odpoczynku oraz miejsc lęgowych w postaci pionowych ścian w brzegach cieków (Wyźga i in. 2002–2003, Machar 2008, Šindlar i in. 2009). Ważna jest również obecność na brzegach rzeki drzew z gałęziami rosnącymi bezpośrednio nad lustrem wody, stanowiącymi dogodne miejsca do wypatrywania zdobyczy (Machar 2008). Zwieszające się gałęzie i drzewa w korycie mają także znaczenie jako charakterystyczne punkty wyznaczające terytorium. Gatunek ten wykazuje silne przywiązanie do określonych miejsc żerowania, które są broniące przed innymi osobnikami. Zimą, gdy pozostaje w obrębie żerowisk, ich obrona jest równie silna jak w czasie lęgów (Kucharski 2001, 2004). Zimorodek unika miejsc z obfitą roślinnością wodną, która utrudnia skuteczne polowanie (Crowe 2010, Cummins i in. 2010);
- baza żerowa: zimorodek poluje przede wszystkim na małe ryby, przy czym w Borach Tucholskich w pokarmie dominowały ryby karpiowate: płoć *Rutilus rutilus* i ukleja *Alburnus alburnus*, o długości nieprzekraczającej 14 cm (Kucharski 2001), natomiast w Karkonoszach, obok karpiowatych reprezentowanych głównie przez słonecznicę *Leucaspis delineatus*, znaczny był także udział okonia *Perca fluviatilis*, o maksymalnej długości 9,5 cm. Generalnie zimorodki preferują ryby smukłe, o niskim stopniu wygrzbiecienia (Zajac i Dobrowolska 2007). Dla pomyślnego wyprowadzenia lęgu muszą chwycić ok. 100 drobnych ryb dziennie (Hopkins 2001);
- ludzka aktywność: czynnikami, które mogą negatywnie wpływać na obecność zimorodka jest wykorzystanie rekreacyjne cieków i zbiorników wodnych (wędkarstwo, kajakarstwo) (Machar 2008).

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory, które mogą być wykorzystywane przez zimorodka:

- 1130 Ujścia rzek (estuaria),
- 3140 Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic *Charatea*,
- 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne,
- 3230 Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków,
- 3240 Zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków,
- 3270 Zalewane muliste brzegi rzek,
- 3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników,
- 91D0 Bory i lasy bagienne,
- 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,
- 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe.

5. Siedliska suboptymalne wykorzystywane przez gatunek

Za siedliska suboptymalne należałoby uznać te, które umożliwiają bytowanie zimorodka, jednakże nie spełniają w pełni kryteriów opisanych w pkt 4. Najczęściej będą to doliny rzeczne w różnym stopniu przekształcone, o ograniczonej dostępności dogodnych miejsc gniazdowych, z brzegami w znacznym stopniu odlesionymi. Do tej kategorii siedlisk należałoby także zaliczyć struktury antropogeniczne — zbiorniki zaprowodzone, rowy i kanały.

6. Kryteria stanu zachowania siedlisk

FV-1 (właściwy) — odcinki dolin cieków o długości min. 1 km, o charakterze naturalnym, wolno płynące bądź ze spowolnieniami nurtu, nieuregulowane + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1,5 m ponad średni stan wody wczesnoletniej) min. 100 m + zadrzewienie brzegów na długości min. 80% odcinka + obecność w korycie cieku grubego rumoszu drzewnego i/lub obecność gałęzi zwieszających się nad lustrem wody + brak budowli hydrotechnicznych na długości min. 5 km powyżej odcinka + ograniczone wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym

lub

obrzeża wód stojących (głównie jezior i stawów) o długości min. 1 km + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1,5 m) min. 80 m + zadrzewienie brzegu na długości min. 80% + obecność gałęzi zwieszających się nad lustrem wody + ograniczone wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym.

FV-2 (umiarkowany) — odcinki dolin cieków o długości min. 1 km, wolno płynące bądź ze spowolnieniami nurtu, brak prac regulacyjnych bądź remontów urządzeń hydrotechnicznych w ciągu ostatnich 10 lat + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1,5 m ponad średni stan wody wczesnoletniej) min. 70 m + zadrzewienie brzegów na długości min. 60% odcinka + obecność w korycie cieku grubego rumoszu drzewnego i/lub obecność gałęzi zwieszających się nad lustrem wody + ograniczone wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym

lub

obrzeża wód stojących (głównie jezior i stawów) o długości min. 1 km + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1,5 m) min. 60 m + zadrzewienie brzegu na długości min. 60% + obecność gałęzi zwieszających się nad lustrem wody + ograniczone wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym.

U1 (niezadowolający) — odcinki dolin cieków o długości min. 500 m lub dłuższe pofragmentowane, wolno płynące bądź ze spowolnieniami nurtu, objęte pracami hydrotechnicznymi w okresie ostatnich 10 lat + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1 m ponad średni stan wody wczesnoletniej) min. 30 m + zadrzewienie brzegów na długości min. 30% odcinka + brak w korycie grubego rumoszu drzewnego i nieliczne gałęzie zwieszające się nad lustrem wody + intensywne wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym

lub

obrzeża wód stojących (głównie jezior i stawów) o długości min. 500 m + łączna długość skarp brzegowych (o wysokości min. 1 m) min. 30 m + zadrzewienie brzegu na długości min. 30% + nieliczne gałęzie zwieszające się nad lustrem wody + intensywne wykorzystanie rekreacyjne w sezonie lęgowym.

U2 (zły) — odcinki dolin cieków i obrzeża wód stojących, niespełniające co najmniej jednego z kryteriów dla FV i U1.

Dla utrzymania 1% populacji (25 par) w jednej ostoi, zakładając terytorium min. 1 km długości cieku (lub linii brzegowej wód stojących), konieczne jest zachowanie min. 25 km siedlisk wymienionych w pkt 4 o kryterium FV-1. Z uwagi na dynamicznie zmieniającą się morfologię rzek, zarówno z przyczyn natural-

nych, jak i antropogenicznych, celowe byłoby zachowanie przynajmniej dwukrotnie większej powierzchni FV2 / U1, jako rezerwowego obszaru występowania zimorodka.

7. Rzeczywiste i potencjalne zagrożenia dla stanu zachowania gatunku (i jego siedlisk)

Głównym zagrożeniem dla zimorodka jest utrata siedlisk, przede wszystkim poprzez regulacje i obudowę hydrotechniczną cieków wodnych (Kucharski 2004, Čech 2006, Kajtoch i Figarski 2013). Znaczne zmiany poziomu wody w sezonie lęgowym, wynikające np. z regulacji przepływu wód na zaporach, mogą powodować straty w lęgach (Andrews i Kinsman 1990).

Ważnym zagrożeniem jest także pobór kruszywa z koryt rzecznych, prowadzący często do naruszenia lub likwidacji nadbrzeżnych skarp i niszczący naturalne siedliska dna koryta (miejsca bytowania bazy pokarmowej). Analogicznie zagrożeniem są także prace prowadzone w sezonie lęgowym w kopalniach odkrywkowych żwiru bądź piasku, zasiedlonych przez zimorodki.

Ponieważ ciek wodny stanowiące siedliska zimorodka są często otoczone przez lasy zalewowe, stąd też zagospodarowanie tych drzewostanów wywiera istotny wpływ na możliwość bytowania gatunku. Dotyczy to przede wszystkim przypadków odlesienia brzegów rzek lub usuwania drzew o znacznych rozmiarach, które stanowią potencjalny materiał (rumosz drzewny) deponowany w korycie cieku w momencie ich wyrwania się (Machar 2008). Odlesienie brzegów zwiększa ekspozycję miejsc lęgowych na czynniki abiotyczne — erozję, insolację, zmniejsza także stabilność gleby (Crowe 2010). Ponadto usuwanie roślinności nadbrzeżnej zwiększa możliwość niepokojenia ptaków.

Zagrożeniem jest także zanieczyszczenie wód mające zarówno bezpośredni wpływ na populację ryb, jak również pośrednio ograniczające możliwość skutecznego polowania, z uwagi na wzrokowe namierzanie ofiar przez zimorodki (Machar 2008).

Za istotne uznawane jest oddziaływanie związane z niepokojeniem ptaków przez wędkarzy, w mniejszym stopniu przez uprawiających sporty wodne (Machar 2008).

Potencjalnym zagrożeniem jest również drapieżnictwo takich gatunków jak: lis, norka amerykańska, wydra, szczur wędrowny.

8. Wskazania (pozytywne i negatywne) dotyczące zagospodarowania siedlisk gatunku

Wskazania pozytywne:

- obejmowanie ochroną rezerwatową długich fragmentów śródlęśnych dolin rzecznych i jezior,
- przeciwdziałanie zanieczyszczeniu i eutrofizacji wód,
- odstąpienie od regulacji cieków i zmian ich reżimu hydrologicznego oraz planów ich zabudowy hydrotechnicznej,
- niedopuszczanie do niekontrolowanego wydobycia kruszywa z koryt rzecznych i (w okresie lęgowym) w kopalniach odkrywkowych żwiru/piasku,
- przeciwdziałanie nielegalnym poborom kruszyw z brzegów cieków,
- zaniechanie zabudowy (w tym letniskowej) w pasie o minimalnej szerokości 100 m od brzegów cieków i zbiorników wodnych,
- przeciwdziałanie znacznym wahaniom poziomów wód w okresie lęgowym na skutek regulacji przepływu na zaporach,
- niedopuszczanie do odlesiania brzegów cieków i jezior; w przypadku zaistnienia konieczności usunięcia nadbrzeżnej roślinności, wykonanie tych prac tylko na jednym z brzegów,

- pozostawianie w korytach cieków grubego rumoszu drzewnego, który powinien być usuwany jedynie w przypadkach, gdy powoduje bezpośrednie zagrożenie powodziowe na terenach zamieszkałych; nie-dopuszczalne jest jego usuwanie z odcinków cieków płynących wśród lasów lub przez tereny uprawne,
- pozostawianie kilkusetmetrowych fragmentów dolin cieków o naturalnym, bądź zbliżonym do naturalnego charakterze (biocentra) bez jakiegokolwiek ingerencji, zarówno w korycie cieku, jak i w minimum 50-metrowej szerokości strefie brzegowej (drzewostanie),
- ograniczanie penetracji przez ludzi brzegów cieków wodnych i jezior w okresie lęgowym,
- ograniczanie spływów kajakowych (częstotliwości i liczby uczestników) w okresie lęgowym,
- budowa sztucznych nor gniazdowych na ciekach uregulowanych, w przypadku których głównym czynnikiem limitującym jest brak możliwości kopania norek przez ptaki.

Wskazania negatywne:

- zrzuty ścieków oraz spływy biogenów przyczyniające się do zanieczyszczania i eutrofizacji wód,
- regulacje, zabudowa hydrotechniczna cieków i zmiany ich reżimu hydrologicznego,
- doprowadzanie do znacznych wahań poziomów wód w okresie lęgowym na skutek regulacji przepływu na zaporach,
- odlesianie brzegów cieków i jezior,
- niezakłócona lub wręcz stymulowana penetracja ludzka brzegów cieków wodnych i jezior oraz koryt cieków,
- pobór kruszyw z brzegów cieków (całoroczny) i kopalni odkrywkowych (w okresie lęgowym).

Tomasz Figarski, Łukasz Kajtoch

Literatura:

Andrews J., Kinsman D. 1990. Gravel pit restoration for wildlife. A practical manual. RSPB.

Čech P. 2006. Reprodukční biologie ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) a možnosti jeho ochrany v současných podmínkách České republiky. *Sylvia* 42: 49–65.

Crowe O. 2010. An assessment of the effects of arterial drainage maintenance on Kingfisher *Alcedo atthis* and other riparian birds II. A report commissioned by the Office of public Works and prepared by BirdWatch Ireland.

Cummins S., Fisher J., McKeever R. G., McNaghten L., Crowe O. 2010. Assessment of the distribution and abundance of Kingfisher *Alcedo atthis* and other riparian birds on six SAC river systems in Ireland. A report commissioned by the National Parks and Wildlife Service and prepared by BirdWatch Ireland.

Heneberg P. 2004. Soil particle composition of Eurasian Kingfishers' (*Alcedo atthis*) nest sites. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 50: 185–193.

Hopkins L. 2001. Artificial bank creation for Sand Martins and Kingfishers. Best Practice Guidelines. Environment Agency. London.

Kajtoch Ł., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2008. Zmiany, zagrożenia i propozycje ochrony awifauny doliny środkowej Raby. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 64: 28–45.

Kajtoch Ł. 2012. Znaczenie karpackich dolin rzecznych dla lęgowych ptaków: przykład dorzeczy Stradomki i Łososiny. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 68: 3–12.

Kajtoch Ł., Figarski T. 2013. Short-term revival of riverine bird assemblages after severe flood. *Bird Study* doi: 10.1080/00063657.2013.798260.

- Kucharski R. 2001. Wybiórczość siedliskowa i ekologia rozrodu zimorodka *Alcedo atthis* w Borach Tucholskich w latach 1992–1998. Not. Ornitol. 42: 1–14.
- Kucharski R. 2004. *Alcedo atthis* (L., 1758) — zimorodek. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 — podręcznik metodyczny (T. 8, cz. II). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ss. 245–249.
- Kucharski R. 2009. Zimorodek *Alcedo atthis*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. GIOŚ, Warszawa, ss. 490–497.
- Kucharski R., Sikora A. 2007. Zimorodek *Alcedo atthis*. W: Sikora A., Rhode Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2000. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, ss. 288–289.
- Machar I. 2008. A proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher. J. Landscape Ecol. 1: 80–98.
- Peris S. J., Rodriguez R. 1996. Some factors related to distribution by breeding kingfisher (*Alcedo atthis* L.). Ecol. Pol. 44: 31–38.
- Šindlar M., Lohniský J., Zapletal J., Machar I. 2009. Wood debris in rivers — one of the key factors for management of the floodplain forest biotope of european importance. J. Landscape Ecol. 2: 56–72..
- Straka O., Grim T. 2007. Výběh hnízdního prostředí u ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*). Sylvia 43: 109–122.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wyźga B., Kaczka R. J., Zawiejska J. 2002–2003. Gruby rumosz drzewny w ciekach górskich — formy występowania, warunki depozycji i znaczenie środowiskowe. Folia Geographica ser. Geographica-Physica 33–34: 117–138.
- Zajac T., Dobrowolska K. 2007. Pokarm zimorodka *Alcedo atthis* u podnóża Karkonoszy — wstępne wyniki. W: Śtursa J., Knapik R. (eds). Geoeekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. Opera Corcontica 44: 567–574.